

POLITECNICO DI MILANO
Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e
Territoriale



**FOOD SECURITY IN EVENTI
IDROLOGICI ESTREMI:
IL CASO DEL RIO DOCE**

Relatore: Prof.ssa Maria Cristina Rulli

Tesi di laurea di:
Diego Gavinelli Matr. 853660

Anno accademico 2018/2019

Ringraziamenti

Devo innanzitutto ringraziare la mia famiglia, per avermi accompagnato in questo percorso, per avermi sostenuto in tutte le scelte che ho fatto finora, ma soprattutto per avermi permesso di studiare e di viaggiare. Grazie perché è merito di tutto questo se sono diventato la persona che sono ora e perché quello che mi avete insegnato voi sono le cose che valgono di più nella vita.

Un grande ringraziamento va anche alla professoressa Rulli e al professor Chiarelli per tutto l'aiuto e i consigli che mi hanno dato per completare questo lavoro. Oltre a loro ci terrei a ringraziare tutti gli insegnanti che ho incontrato nel mio percorso di studi.

E inoltre grazie a tutti i miei più cari amici (in ordine alfabetico): Alessandra, Arianna, Beppe, Elia, Fabio, Gabri, Gave, Giulio, Iacopo, Ivan, Leo, Lisa, Liuz, Magda, Marco, Marica, Mattia, Mid, Roma, Ruben, Stefano. Semplicemente perché mi siete sempre accanto, ormai da una vita, e grazie per essere esattamente così come siete.

Ci sono poi tutte le persone che ho incontrato nel corso di questi anni, e qui l'elenco sarebbe davvero lungo, perciò mi limito a citarne alcuni, come i colleghi della mia equipe, Giulio, Francesca, Maria e Arianna, con i quali è sempre un piacere lavorare, o come Michele, Chiara, Daria, Alessia (tutte), Veronica, Gaia, Andrea, Gabriele, Lorenzo, Simone, Daniela, Elena, +Enrico, +Gabriele, Mario, Cesare, ecc. (scusate, ho solo una pagina) perché ognuno di voi ha grandemente arricchito la mia vita.

Ora vorrei ringraziare in modo particolare i miei animati, perché spero davvero in questi anni di avervi trasmesso qualcosa e vi auguro con tutto il cuore di realizzare tutti i sogni che avete e di raggiungere tutti i traguardi che vi ponete, come io ho raggiunto il mio.

Ringrazio infine anche te, che stai leggendo questa pagina e non ti sei ritrovato nelle righe sopra. Mi scuso per essermi dimenticato di te, ma voglio comunque ringraziarti dal profondo del cuore.

9,7

Sintesi

Il bacino del Rio Doce ha subito, nel novembre del 2015, uno dei peggiori disastri ambientali della storia del Brasile: il crollo di una diga ha causato lo sversamento di oltre 50 milioni di metri cubi di fanghi tossici, compromettendo la sicurezza alimentare della popolazione locale. L'obiettivo del lavoro è quindi quello di analizzare la Food security del bacino in relazione al crollo della diga. La problematica della sicurezza alimentare riguarda diverse zone del mondo ed è indissolubilmente legata agli eventi idrologici ed in particolare quelli estremi. Nella quasi totalità dei casi un evento idrologico estremo rappresenta un danno "puntuale" del sistema di Water e Food Security di una particolare area, ma nel caso presentato si hanno ripercussioni che sono prolungate nel tempo, a causa della tossicità dei fanghi che sono stati liberati nell'esondazione. Pertanto verrà analizzato e modellato l'evento, dal punto di vista idrologico e sedimentologico, al fine ottenere la stima di un danno alimentare distribuito nello spazio e nel tempo. L'approccio presentato tenta di combinare gli strumenti della Water e Food Security con i classici modelli di descrizione idrologica ed erosiva di un bacino idrografico.

Abstract

The Rio Doce basin suffered, in November 2015, one of the worst environmental disasters in the history of Brazil: the collapse of a dam caused the spill of over 50 million cubic meters of toxic sludge, compromising the food security of the local population. The purpose of this work is to analyze the Food security of the basin in relation to the collapse of the dam. The theme of Food security concerns different areas of the world, especially the poorest, and is inextricably linked to hydrological events and in particular extreme ones. In almost all cases an extreme hydrological event could represents a "punctual" damage to the Water and Food Security system of a particular area, but in the case presented there are repercussions that are prolonged over time, due to the toxicity of the sludges that have been released in the flooding. Therefore the event will be analyzed and modeled, from the hydrological and sedimentological point of view, in order to obtain the estimate of a food damage distributed in space and time. The presented approach tries to combine the tools of Water and Food Security with the classic models of hydrological and erosive description of a river basin.

Indice dei contenuti

RINGRAZIAMENTI	I
SINTESI	III
INDICE DEI CONTENUTI	V
INDICE DELLE FIGURE	VII
INDICE DELLE TABELLE	IX
CAPITOLO 1 INTRODUZIONE	1
1.1 OBIETTIVI DEL LAVORO	3
1.2 AREA INTERESSATA	4
CAPITOLO 2 MODELLAZIONE IDRO-SEDIMENTOLOGICA	7
2.1 IL MODELLO IDROLOGICO	7
2.2 IMPLEMENTAZIONE DEL MODELLO IDROLOGICO.....	10
2.2.1 <i>Il metodo SCS-CN</i>	10
2.2.2 <i>Il modello AFFDEF</i>	12
2.2.3 <i>Il modello dello IUH</i>	13
2.3 STRUTTURA DEL MODELLO IDROLOGICO.....	17
2.4 CALIBRAZIONE DEL MODELLO IDROLOGICO	19
2.5 VALIDAZIONE DEL MODELLO IDROLOGICO.....	25
2.6 IL MODELLO DI EROSIONE SUPERFICIALE.....	26
2.7 IMPLEMENTAZIONE DEL MODELLO DI EROSIONE	28
2.7.1 <i>La Revised Universal Soil Loss Equation</i>	28
2.7.2 <i>Il modello EROSET</i>	32
2.8 STRUTTURA DEL MODELLO DI EROSIONE.....	35
2.9 ANALISI DEI RISULTATI	47
CAPITOLO 3 ANALISI DELLA SICUREZZA ALIMENTARE	53
3.1 CONTESTO AMBIENTALE, ECONOMICO E SOCIALE	53
3.2 DINAMICA DELL'EVENTO	58
3.3 WATER AND FOOD SECURITY NEGLI EVENTI IDROLOGICI ESTREMI	62
3.4 ANALISI DEGLI IMPATTI.....	65
3.5 STIMA DEI DANNI	77

<i>3.5.1 Danno diretto da esondazione</i>	<i>77</i>
<i>3.5.2 Danno al settore ittico.....</i>	<i>79</i>
<i>3.5.3 Danno indiretto da inquinamento</i>	<i>81</i>
3.6 AZIONI CORRETTIVE E DI RIPRISTINO.....	84
CAPITOLO 4 CONCLUSIONE E SVILUPPI FUTURI	87
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI.....	91
APPENDICE A CODICE E VALIDAZIONE DEL MODELLO IDROLOGICO	97
APPENDICE B CODICE DEL MODELLO DI EROSIONE	105
APPENDICE C DANNI INDIRETTI DA INQUINAMENTO.....	111

Indice delle figure

Figura 1.1 - Sversamento dei fanghi a valle della diga	2
Figura 1.2 - Pennacchio dei fanghi alla foce del Rio Doce	2
Figura 1.3 - Bacino del Rio Doce e sottobacini ivi contenuti (CBH-Doce, 2010)	4
Figura 2.2 - Evento 1: 01-19 gennaio 2016	21
Figura 2.3 - Evento 2: 20 gennaio - 15 febbraio 2016	21
Figura 2.4 - Evento 3: 29 febbraio - 10 marzo 2016	21
Figura 2.5 - Evento 4: 11-21 marzo 2016	22
Figura 2.6 - Evento 5: 22-31 marzo 2016	22
Figura 2.7 - Evento 6: 21 ottobre - 18 novembre 2016	22
Figura 2.8 - Evento 7: 19 novembre - 3 dicembre 2016	23
Figura 2.9 - Evento 8: 4-12 dicembre 2016	23
Figura 2.10 - Evento 9: 13-31 dicembre 2016	23
Figura 2.11 - Schema di calcolo dei parametri RUSLE (European Soil Data Centre)	29
Figura 2.12 - Abachi di Wischmeier e Smith (1978)	30
Figura 2.13 - Interventi di contenimento dell'erosione (IBAMA, 2016b)	36
Figura 2.14 - Fattore LS [–]	38
Figura 2.15 - Fattore C [–]	39
Figura 2.16 - Fattore P [–]	39
Figura 2.17 - Fattore K [$ton \cdot h/MJ \cdot mm$]	40
Figura 2.18 - Fattore R [$MJ \cdot mm/ha \cdot h \cdot y$]	40
Figura 2.19 - Erosività media di lungo termine [$ton/ha \cdot y$]	41
Figura 2.20 - Concentrazione di sedimenti alla sezione di chiusura del bacino	14
Figura 2.21 - Portata solida alla sezione di chiusura del bacino	14
Figura 2.22 - Bacini modellati	14
Figura 2.23 - Contributi dei bacini alla portata solida complessiva	45
Figura 2.24 - Analisi di sensitività del diametro dei sedimenti	46
Figura 2.25 - Spessore del sedimento (IBAMA, 2016b)	47
Figura 2.26 - Portata liquida [m^3/s]	48
Figura 2.27 - Distribuzione spaziale del trasporto solido	48
Figura 2.28 - Stima dell'erosione del sedimento contaminato	52
Figura 3.1 - Aree prioritarie di conservazione (CBH-Doce, 2010)	54
Figura 3.2 - Prodotti esportati, Minas Gerais 2006 (CBH-Doce, 2010)	56
Figura 3.3 - Incidenza della povertà (IBGE, 2003)	56

Figura 3.4 - Passaggio temporale dell'onda di piena (de Oliveira <i>et al.</i> , 2015)	58
Figura 3.5 - Concentrazione di cromo lungo il Rio Doce (Masumoto <i>et al.</i> , 2016)	60
Figura 3.6 - Schema di stima delle perdite agricole (Pacetti <i>et al.</i> , 2017)	65
Figura 3.7 - Immagini satellitari pre e post evento (IBAMA, 2016a)	67
Figura 3.8 - Area vietata alla pesca (IBAMA, 2016a)	69
Figura 3.9 - Unità di gestione delle risorse idriche (CBH-Doce, 2010)	71
Figura 3.10 - Portata specifica media di lungo termine (CBH-Doce, 2010)	73
Figura 3.11 - Portata specifica di acque sotterranee (CBH-Doce, 2010)	73
Figura 3.12 - Fattore di impegno (CBH-Doce, 2010)	75
Figura 3.13 - Calendario delle colture	77
Figura 3.14 - Area interessata dal danno da inquinamento	82
Figura 3.15 - Spessore dei sedimenti (IBAMA, 2016b)	84
Figura 4.1 - Sfruttamento minerario	88

Indice delle tabelle

Tabella 2.1 - Parametri del modello idrologico	20
Tabella 2.2 - Indici di performance del modello	24
Tabella 2.3 - Performance del modello in fase di validazione	25
Tabella 2.4 - Valori del fattore C	35
Tabella 2.5 - Valori del fattore P	36
Tabella 2.6 - Valori del fattore R	37
Tabella 2.7 - Osservazioni di trasporto solido	42
Tabella 2.8 - Parametri del modello di trasporto solido	42
Tabella 2.9 - Parametri del modello di trasporto solido dei due bacini	44
Tabella 2.10 - Stima del tempo di esaurimento nei punti campionati	49
Tabella 3.1 - Aree di protezione e UCPI (CBH-Doce, 2010)	55
Tabella 3.2 - Percentuali di destinazioni delle aree di protezione (CBH-Doce, 2010)	55
Tabella 3.3 - Uso del suolo (CBH-Doce, 2010)	57
Tabella 3.4 - Food Balance Sheet Brasile, 2013 (FAOSTAT)	63
Tabella 3.5 - Parametri di portata sottobacini Rio Doce (CBH-Doce, 2010)	71
Tabella 3.6 - Domanda idrica per irrigazione (CBH-Doce, 2010)	74
Tabella 3.7 - Area colpita per classe di uso del suolo	78
Tabella 3.8 - Perdite dirette in termini calorici	78
Tabella 3.9 - Perdite dirette in termini di impronta idrica	79
Tabella 3.10 - Perdite dirette: confronto	79
Tabella 3.11 - Produzione ittica (de Oliveira <i>et al.</i> , 2007)	80
Tabella 3.12 - Perdite settore ittico	81
Tabella 3.13 - Perdite indiretta da inquinamento	83
Tabella 3.14 - Stima delle persone interessate	85

CAPITOLO 1

INTRODUZIONE

La regione del Rio Doce, nello stato del Minas Gerais in Brasile, ha subito nel novembre 2015 uno dei peggiori disastri ambientali della storia del paese, e anche della storia mondiale (de Oliveira *et al.*, 2016): una diga di deposito dei fanghi derivanti dalla lavorazione del minerale di ferro è crollata, provocando lo sversamento di oltre 50 milioni di metri cubi di fanghi tossici a valle (Figura 1.1). La forza dell'inondazione, unita alla tossicità dei fanghi, ha devastato questa regione per sempre, nei modi che saranno illustrati dettagliatamente in seguito, e colpito la popolazione locale causando almeno 17 morti e 75 feriti. Gli impatti più elevati sono causati però in modo indiretto, perché i fanghi hanno colpito anche tutti gli ecosistemi dell'area e tutte le attività umane ad essi legate, in primis agricoltura, allevamento e pesca.

Vi è un secondo aspetto drammatico della vicenda, che aumenta sensibilmente gli impatti di questo evento: i fanghi tossici, una volta raggiunto il Rio Doce, sono stati trasportati per tutta la sua lunghezza di circa 600 km sino all'oceano Atlantico, dove grazie alle correnti oceaniche si sono dispersi lungo la costa, formando un pennacchio tossico molto visibile grazie al colore arancione acceso dei fanghi (Figura 1.2). Ma i fanghi che sono stati trasportati sono meno della metà dei fanghi tossici totali contenuti nel bacino di deposito di Fundão, in quanto la maggior parte si è depositata lungo le sponde e i versanti dei fiumi colpiti. Descrivendo la nuova configurazione del fiume sulla base dei dati osservati (IBAMA, 2016/a) è possibile affermare che a monte, nella zona sorgiva del fiume, si ha un deposito di fanghi tossici, i quali vengono dilavati ed erosi dalle piogge, portati nel letto del fiume e da qui trasportati lungo il suo intero corso, contaminandolo fino alla foce.

La diga in questione si trova a Mariana (Figura 3.4), a nord-ovest del villaggio di Bento Rodrigues, ed è di proprietà della compagnia brasiliana Samarco Mineração, che è una joint

venture di BHP Billiton, una compagnia mineraria anglo australiana, e VALE SA. una delle maggiori multinazionali dell'ambito minerario. Il ministero dell'ambiente brasiliano (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Ibama) si è mosso celermente per valutare l'impatto dell'evento e comminando alla compagnia Samarco diverse sanzioni, in conseguenza al reato ambientale commesso. Il 2 marzo 2016 è stato firmato un Contratto di Regolazione (TAC) per garantire il recupero delle zone degradate: l'accordo prevede che le aziende responsabili debbano pagare 4,4 miliardi di Reais Brasiliani (circa 1 miliardo di euro). Inoltre sono previsti investimenti sino al 2031 di 1,6 mld R\$ all'anno, ma l'importo potrebbe aumentare in relazione ad altri studi approvati dal Ministero e dalle agenzie statali e federali.



Figura 1.1 - Sversamento dei fanghi a valle della diga



Figura 1.2 - Pennacchio dei fanghi alla foce del Rio Doce

1.1 Obiettivi del lavoro

A prescindere dal mero aspetto economico della vicenda ci si pone il problema di valutare l'impatto che l'evento ha avuto sulla popolazione locale, e per farlo si ricorrerà agli strumenti forniti dallo studio della Food and Water Security, facendo riferimento ad altri studi simili in materia di esondazioni. Si ha però già a priori una differenza fondamentale, in quanto la maggior parte delle inondazioni rappresenta degli eventi "puntuali" nel corso del tempo, con impatti che possono influenzare solitamente una singola o poche annualità. Si ha invece in questo caso che gli impatti dell'evento, per le proprie caratteristiche intrinseche descritte in precedenza, indubbiamente influenzerà un periodo di tempo maggiore, e sarà opportuno adottare opportune metodologie per tenerne debitamente conto.

La FAO, Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura, ha stabilito i quattro pilastri su cui si basa la Food Security (FAO, 2009), che esiste quando tutte le persone, in qualsiasi momento, hanno accesso fisico, sociale ed economico a cibo sufficiente, sicuro e nutriente per soddisfare i loro bisogni dietetici e le loro preferenze alimentari per una vita attiva e sana:

- I. Disponibilità, definita come la capacità dei sistemi agricoli di incontrare la domanda del mercato, ed è determinato dal livello di produzione alimentare, dai livelli delle scorte e dal commercio netto.
- II. Accesso, inteso dal punto di vista economico, rappresenta la capacità dei consumatori di acquistare cibo, e dipende dunque dai prezzi del mercato e dal reddito dei consumatori.
- III. Utilizzo, comunemente inteso come il modo in cui il corpo sfrutta al massimo i vari nutrienti presenti nel cibo. Dunque dipende dalle pratiche sanitarie di preparazione del cibo, dalla diversità della dieta e dalla distribuzione del cibo.
- IV. Stabilità nel tempo dei tre pilastri precedenti, in quanto l'assunzione di cibo è insicura se avviene in modo inadeguato su base periodica, poiché rischia un deterioramento dello stato nutrizionale. Essa può dipendere da condizioni ambientali avverse, instabilità politica o fattori economici.

Sarà pertanto nel seguito del lavoro analizzato dettagliatamente l'evento, attraverso un modello di calcolo dell'erosione dei sedimenti contaminati, allo scopo di valutare gli impatti nella loro dimensione temporale sui pilastri precedentemente descritti, mettendo in evidenza le principali criticità riscontrate.

1.2 Area interessata

Il Rio Doce si trova nella parte sud-orientale dello stato del Minas Gerais, esso nasce sulla Serra da Mantiqueira a 1220 metri di altitudine a partire dall'unione del Rio do Carmo e del Rio Piranga, presso la città di Ouro Preto, da cui, scorrendo in direzione nord-est attraversa 37 municipalità, tra cui le città di Ipatinga, Governador Valadares e Conselheiro Pena, e dopo un tragitto di 853 chilometri sfocia nell'Oceano Atlantico presso la città di Linhares nello stato di Espírito Santo (Figura 1.3). I principali affluenti del fiume Doce sulla riva sinistra sono i fiumi Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande e Suaçuí Grande, nel Minas Gerais; São José e Pancas in Espírito Santo. Sulla riva destra ci sono i fiumi Casca, Matipó, Caratinga, Cuieté e Manhuaçu nel Minas Gerais; Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce nello Espírito Santo (CBH-Doce, 2010).

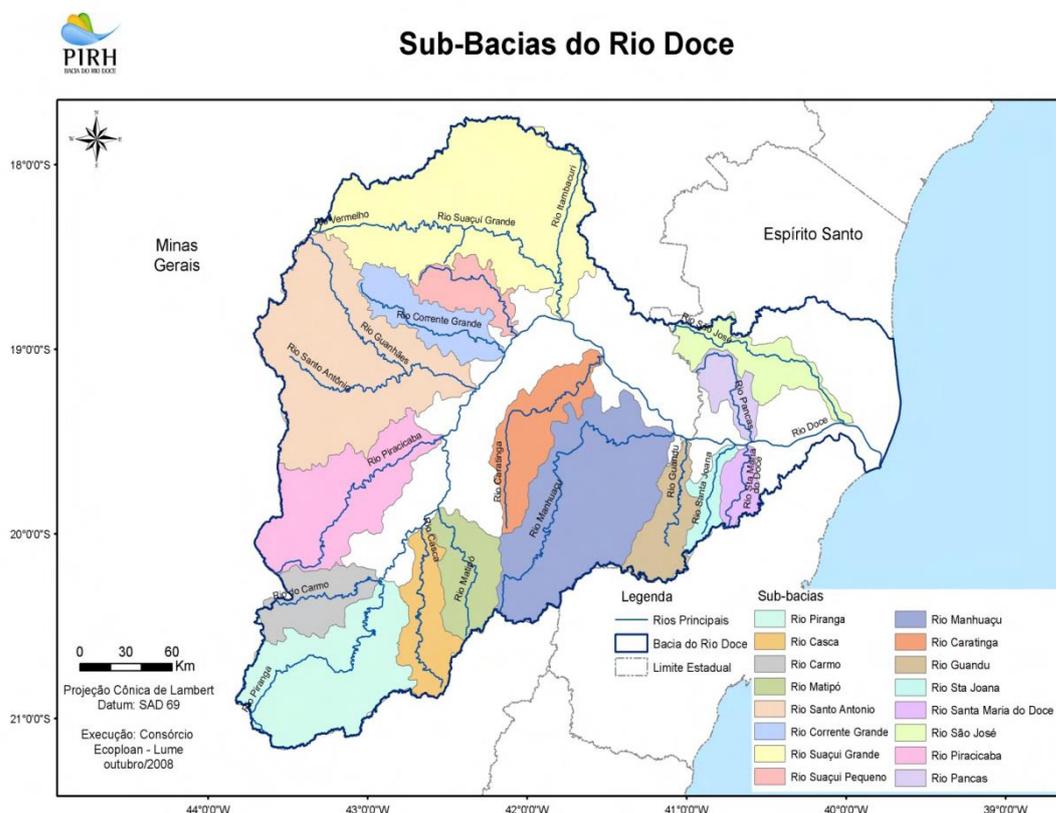


Figura 1.3 - Bacino del Rio Doce e sottobacini ivi contenuti (CBH-Doce, 2010)

L'attività economica del bacino fluviale del Rio Doce è piuttosto diversificata in quanto è possibile distinguervi:

- agricoltura ed allevamento (riforestazione, colture tradizionali, coltivazione del caffè, canna da zucchero, prodotti caseari);

- estrazione mineraria (ferro, oro, bauxite, manganese, pietre preziose e altri);
- industria (cellulosa, siderurgica);
- commercio e servizi di supporto per complessi industriali;
- generazione di energia elettrica.

Il bacino ha una popolazione di oltre 3,5 milioni di abitanti. Le città più grandi e popolate sono Ipatinga e Governador Valadares. La popolazione urbana rappresenta oltre il 70% della popolazione totale. Tuttavia, gli stessi dati (CBH-Doce, 2010) mostrano che oltre 100 municipalità hanno una popolazione rurale più ampia di quella urbana, a testimonianza del fatto che la popolazione rurale ha ancora un'importanza significativa sia dal punto di vista demografico che dal punto di vista socio-economico in questa regione.

Il bacino di Fundao, da cui sono fuoriusciti i sedimenti contaminati si trova lungo il corso del Rio Gualaxo do Norte, un affluente del Rio do Carmo, in Figura 1.3 evidenziato in grigio, dunque una delle aree più a monte dell'intero bacino del Rio Doce. Si intende pertanto studiare, attraverso il modello illustrato nel prossimo capitolo, il funzionamento idro-sedimentologico di questo sottobacino, poiché da questo fattore chiave dipenderanno le successive considerazioni in materia di Food security.

CAPITOLO 2

MODELLAZIONE IDRO- SEDIMENTOLOGICA

In questo capitolo verrà presentato il modello idrologico e sedimentologico nelle sue componenti principali, con le rispettive basi teoriche ed i relativi processi di calibrazione e validazione. Si procederà con l'analisi ed il commento dei risultati ottenuti, mostrando le ripercussioni subite dal sistema e le conseguenze in termini di Food security. I risultati ottenuti forniranno in seguito un valido supporto per le conclusioni tratte a termine del presente lavoro.

2.1 Il modello idrologico

Il modello implementato non può prescindere dalla componente idrologica, visto il ruolo chiave che riveste nel distacco e nel trasporto dei sedimenti, tenendo conto del fatto che diversi approcci modellistici consentono valutazioni relativamente semplici anche quando applicati a grandi porzioni di territorio. Si hanno però, in una vasta area, grandi difficoltà nella descrizione precisa e accurata di tutte le proprietà fisiche e geometriche in gioco. Si ritiene pertanto che sia utile procedere con un'analisi speditiva, la quale si adatta ad indagini con basse informazioni disponibili, seguendo le metodologie proposte in altri studi simili (Nebuloni, 2014). Lo studio dei modelli che descrivono la formazione e la propagazione del deflusso superficiale è notevolmente vasto, vista l'importanza e l'impatto che hanno le risorse idriche sul territorio, sia in termini di eventi calamitosi che di supporto alle attività umane. Pertanto la scelta del modello più opportuno deve tener conto necessariamente degli obiettivi dello studio, oltre che della disponibilità di dati e informazioni presenti e reperibili sul territorio, in quanto i processi coinvolti nella formazione dei deflussi sono diversi, quali ad

esempio l'infiltrazione nel terreno, lo scioglimento nivale, l'intercettazione della vegetazione o l'evapotraspirazione. Un modello idrologico "ideale" dovrebbe descrivere accuratamente tutti questi processi ma spesso, se non sempre, risulta impossibile avere un livello di informazioni così dettagliato, quindi si ricorre a modelli più semplici ma che forniscono comunque dei risultati soddisfacenti. I modelli che trasformano gli eventi meteorici in portate, detti afflussi-deflussi, si distinguono per l'approccio che essi seguono descrivere e studiare il problema oltre che per la valutazione esplicita della variabilità spaziale delle caratteristiche topografiche e idrologiche del sistema studiato. Una prima classificazione si ha dunque in:

- Modelli distribuiti.
- Modelli concentrati.
- Modelli semi-distribuiti.

Ulteriori classificazioni possono essere fatte in modelli sintetici o fisicamente basati, considerando se le equazioni del modello descrivano o meno i reali processi fisici in atto, oppure in modelli completi o con equivalenza limitata a seconda del loro funzionamento in continuo oppure per un singolo evento.

I modelli a parametri concentrati, detti anche concettuali, semplificano i singoli processi idrologici in atto schematizzandoli attraverso elementi concettuali, come canali o serbatoi, che descrivono un funzionamento idraulico semplificato, e uniti tra di loro stimano la risposta del sistema reale in modo non distribuito nello spazio. Il vantaggio principale di questi modelli è il ridotto onere computazionale, poiché la quantità di calcoli dipende dal numero di fenomeni fisici considerati, e dunque dal numero di elementi concettuali utilizzati. Ciò porta ad un loro utilizzo relativamente semplice sia in termini di informazioni richieste che di risorse informatiche, ma lo svantaggio è quello di utilizzare dei parametri che molto raramente hanno un concreto significato fisico, i quali vanno appositamente calibrati, che poi forniscono unicamente l'idrogramma alla sezione di chiusura del bacino.

I modelli a parametri distribuiti permettono di considerare la variabilità spaziale di tutti i parametri ed anche delle condizioni iniziali e al contorno. Se essi sono anche fisicamente basati allora la base fisica dei parametri permette, dopo un'accurata fase di calibrazione e validazione, la simulazione di diversi scenari. In questi modelli il bacino idrografico viene discretizzato spazialmente in celle a cui viene assegnato uno specifico valore dei parametri. Il supporto di base di questi modelli è solitamente costituito da un modello digitale del terreno, DEM dall'inglese Digital Elevation Model, la cui accuratezza dipende dal suo livello di dettaglio, che dunque influisce anche sulle analisi compiute dal modello. La modellazione distribuita ha il grande vantaggio di descrivere in modo accurato e distribuito le proprietà topografiche, climatiche e di tipologia del suolo, analizzando le distribuzioni spazio-

temporali delle grandezze calcolate, ma ha anche dei limiti: la grande eterogeneità dei sistemi naturali infatti non ne permette una rappresentazione perfetta, ma solo una rappresentazione semplificata della realtà. Inoltre i dati disponibili spesso si riferiscono solo a punti specifici dell'intero bacino, ed è necessario distribuirli attraverso metodi di estrapolazione, che creano un ulteriore grado di approssimazione. L'uso di questi modelli è pertanto ottimale solo in presenza di dati di buona qualità, ed è legato alle risorse di calcolo informatico disponibili, in quanto richiedono un onere computazionale decisamente superiore ai modelli a parametri concentrati.

2.2 Implementazione del modello idrologico

La scelta e quindi l'implementazione del modello idrologico deve, come osservato nel capitolo precedente, tener conto di molteplici fattori, come la disponibilità di informazioni e di dati o l'onere computazionale del modello. Al fine di descrivere accuratamente il processo di formazione delle portate si è optato per un modello distribuito e fisicamente basato, le cui componenti dunque descrivono determinati fenomeni fisici: pioggia, infiltrazione nel terreno, formazione del deflusso e propagazione della piena.

2.2.1 Il metodo SCS-CN

Una componente fondamentale per la determinazione dell'idrogramma di un bacino è senza dubbio l'infiltrazione nel terreno, che dipende da diversi fattori, come la tessitura del terreno, le sue caratteristiche litologiche e la sua umidità del suolo, ma anche dall'intensità delle precipitazioni e dall'uso superficiale del suolo. Quest'ultimo in particolare diventa molto rilevante nella valutazione della sempre crescente urbanizzazione dei bacini idrografici, che va ad incidere negativamente sulla risposta idrologica in particolare negli eventi di piena. Per la descrizione dell'infiltrazione, tra i vari modelli disponibili, si è optato per quello, di natura empirica, del Curve Number sviluppato dal Soil Conservation Service del dipartimento dell'agricoltura statunitense, in quanto esso fornisce una rappresentazione speditiva e relativamente semplice del fenomeno, con pochi parametri in gioco, e ciò risulta molto conveniente dal punto di vista implementativo e computazionale (Mishra e Singh, 2002). In questo modello la descrizione del fenomeno avviene in termini di altezza di precipitazione, dunque di volume specifico, e si ha che l'altezza di pioggia netta (P_n) risulta dunque pari all'altezza totale di pioggia (P) a cui vanno sottratte l'altezza d'acqua infiltrata (F) e la perdita iniziale di imbibimento del terreno (I_a), cioè la quantità di pioggia per cui non si genera deflusso. Considerando che l'acqua infiltrata è minore o al limite pari ad un valore di immagazzinamento (S), detto anche ritenzione idrica, si hanno le seguenti equazioni governanti.

$$P_n = P - I_a - F \tag{2.1}$$

$$\frac{P_n}{P - I_a} = \frac{F}{S} \tag{2.2}$$

All'interno del termine di perdite iniziali sono considerati tutti quei fenomeni, come l'intercettazione della vegetazione o l'accumulo nelle depressioni, che determinano un ritardo della formazione del deflusso superficiale. Esso è fisicamente legato a diversi fattori,

ma tuttavia alcune analisi sperimentali dimostrano che esso è correlato con il volume limite di infiltrazione S , secondo la relazione (2.3), in cui il parametro c viene generalmente posto pari a 0.2.

$$I_a = c \cdot S \quad (2.3)$$

Combinando attraverso semplici passaggi matematici la (2.1) e la (2.2) si ottiene la formulazione dell'equazione di moto del sistema, esplicitata per la pioggia netta.

$$P_n = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S} \quad (2.4)$$

Dove si può notare che il ruscellamento ha inizio solo per altezze di pioggia superiori al valore di imbibimento iniziale del terreno. La stima del valore di ritenzione idrica del terreno avviene attraverso la definizione di un parametro denominato Curve Number, cioè un numero adimensionale che rappresenta il grado di permeabilità del terreno: esso varia da 0 per un terreno infinitamente permeabile a 100 per terreni assolutamente impermeabili od occupati da corpi idrici superficiali. In letteratura sono disponibili diverse tabelle per l'assegnazione del valore di Curve Number CN in funzione di quattro diversi fattori:

- Tipo idrologico di suolo, in relazione alla diversa possibilità di infiltrazione di diverse tipologie di suolo.
- Uso del suolo.
- Condizioni di drenaggio.
- Condizioni di saturazione antecedenti.

L'ultimo fattore in particolare individua tre diverse classi di CN a seconda della pioggia caduta nei cinque giorni precedenti, correlate tra di loro attraverso formulazioni empiriche. In tal modo è possibile, una volta assegnato il valore di CN per ogni cella del bacino, determinare la ritenzione idrica di ciascuna cella attraverso la seguente espressione.

$$S(i,j) = S_0 \left(\frac{100}{CN(i,j)} - 1 \right) \quad (2.5)$$

dove S_0 è un parametro che dipende dall'unità di misura adottata, pari a 254 mm per valori dei volumi specifici espressi in millimetri.

Il modello matematicamente così implementato stima il deflusso superficiale di ogni singolo elemento in cui è discretizzato il bacino idrografico, dando in ingresso una serie di pioggia ad una determinata risoluzione temporale. Ovviamente l'uscita del modello presenta una dipendenza da questa risoluzione, fornendo risposte tanto più accurate quanto più dettagliati sono gli ingressi. Oltre al già citato vantaggio della rappresentazione speditiva e

semplice del sistema si ha anche la possibilità di modificare le proprietà dei suoli, in costante evoluzione temporale, unicamente attraverso il parametro CN. Questo modello sarebbe però adatto solo ad analisi di singoli eventi e non ad analisi temporali in continuo, in quanto non fornisce un'adeguata rappresentazione dei periodi che intercorrono tra due eventi separati, in cui ragionevolmente si ha un incremento dell'infiltrazione potenziale.

2.2.2 Il modello AFFDEF

Per poter superare la criticità esposta in precedenza è possibile ricorrere al modello AFFDEF, liberamente distribuito dall'Università di Bologna, il quale ha sia la possibilità di simulare la variabilità spaziale dei processi idrologici e di valutarne gli effetti che di effettuare simulazioni in continuo. In questo modello il bacino è discretizzato in celle quadrate che corrispondono a quelle fornite dal DEM e per ognuna di queste viene effettuato un bilancio idrologico locale ipotizzando che in ogni cella ci sia un serbatoio lineare, detto anche di infiltrazione. Esso ha in ingresso l'acqua proveniente dall'infiltrazione e in uscita l'acqua diretta alla falda sotterranea, modellata come una rete idrica analoga a quella superficiale. Le equazioni che governano il modello si ricavano assumendo che la quantità d'acqua che raggiunge il suolo in un dato istante di tempo, $P_{soil}[t, (i, j)]$, sia composta dal ruscellamento superficiale e dalla quantità d'acqua infiltrata, la quale viene immagazzinata nel serbatoio di infiltrazione.

$$\frac{P_n[t, (i, j)]}{P_{soil}[t, (i, j)]} = \frac{F[t, (i, j)]}{H \cdot S(i, j)} \quad (2.6)$$

$$I[t, (i, j)] = P[t, (i, j)] - P_n[t, (i, j)] \quad (2.7)$$

$$W[t, (i, j)] = \frac{F[t, (i, j)]}{H_s} \quad (2.8)$$

$$\frac{dF[t, (i, j)]}{dt} = I[t, (i, j)] - W[t, (i, j)] \quad (2.9)$$

Si noti innanzitutto l'analogia della (2.6) con la (2.2) del modello SCS-CN, in quanto entrambi i modelli presentano un'analogia idea di base, quindi $F[t, (i, j)]$ è anche in questo caso il contenuto d'acqua del serbatoio e $S(i, j)$ la massima ritenzione potenziale del suolo, che moltiplicata per il parametro adimensionale H fornisce la capacità del serbatoio. La (2.7) mostra che la quantità d'acqua infiltrata è pari alla differenza tra la pioggia totale, epurata dalle perdite per evapotraspirazione, e la pioggia netta, o ruscellamento. La (2.8) modella il rilascio $W[t, (i, j)]$ del serbatoio attraverso il parametro H_s , che ha le dimensioni di un tempo

e che determina la forma del ramo di esaurimento dell'idrogramma. Il serbatoio, essendo lineare, è governato dalla (2.9). Dunque il modello viene calibrato attraverso due soli parametri, che sono riferiti alla singola cella, ma che vengono assunti costanti per tutto il bacino. L'equazione di bilancio idrico del serbatoio che governa il modello si ottiene pertanto combinando la (2.9) con le altre equazioni.

$$\frac{dF[t, (i, j)]}{dt} = -\frac{F[t, (i, j)]}{H_s} - E[t, (i, j)] + P[t, (i, j)] \cdot \left[1 - \frac{F[t, (i, j)]}{H \cdot S(i, j)} \right] \quad (2.10)$$

L'equazione (2.10), risolvibile per via numerica, consente di calcolare il valore del contenuto d'acqua del serbatoio, da cui si può ricavare il deflusso sub-superficiale che contribuisce alla formazione dell'onda di piena, attraverso la sua propagazione, che viene modellata schematizzando il tronco fluviale come un vaso e risolvendo il bilancio di massa al suo interno. In questa fase si aggiungono due nuovi parametri di calibrazione: il rapporto altezza-larghezza della sezione liquida e il coefficiente di scabrezza; il deflusso sotterraneo subisce una modellazione analoga, raddoppiando così il numero di parametri di calibrazione. Pertanto per realizzare una valutazione più speditiva dei deflussi alla sezione di chiusura del bacino, si è preferito seguire altri metodi che portano a risultati altrettanto validi (Nebuloni, 2014).

2.2.3 Il modello dello IUH

Ferme restando la validità e la bontà della valutazione dell'infiltrazione sopra riportata, si rende necessario modellare il collegamento e la propagazione dei contributi delle singole celle in cui è suddiviso il bacino idrografico, ovvero ciò che viene in inglese definito "routing" del deflusso superficiale. Tuttavia si è mostrato (Todini, 1995) che essa non è la componente che principalmente influisce sui risultati, i quali saranno significativamente simili qualunque sia la procedura utilizzata, mentre ciò che cambia è il significato più o meno fisico attribuito ai parametri di calibrazione. Pertanto si è ancora una volta seguito il metodo mostrato da Nebuloni (2014) per la semplicità di implementazione e per i ridotti tempi di simulazione, optando per il modello dell'idrogramma unitario istantaneo, IUH dall'inglese instantaneous unit hydrograph (Nash, 1957), in cui il bacino idrografico viene ipotizzato come un sistema lineare attraverso quindi una relazione tra ingressi $p(t)$ e uscite $q(t)$ data da un'equazione differenziale lineare quale la (2.11).

$$a_0 \frac{d^n q}{dt^n} + a_1 \frac{d^{n-1} q}{dt^{n-1}} + \dots + a_{n-1} \frac{dq}{dt} + a_n q = p(t) \quad (2.11)$$

Che fornisce, per condizioni iniziali omogenee, una soluzione denominata integrale di convoluzione (2.12), in cui il runoff è una funzione dipendente dal tempo, così come il tasso di precipitazione, mentre la funzione $h(t - \tau)$ ha le dimensioni dell'inverso di un tempo, ed è proprio ciò che viene definito come IUH, ovvero la funzione che rappresenta la risposta impulsiva del sistema. In altre parole esso è l'idrogramma di piena in risposta ad una precipitazione netta unitaria impulsiva, caratterizzata cioè da un volume unitario e con una durata infinitesima, e τ definisce il tempo di ritardo, ovvero il tempo che intercorre tra un dato evento meteorico e il deflusso provocato da questo.

$$q(t) = \int_0^t p(\tau) \cdot h(t - \tau) d\tau \quad (2.12)$$

Nella letteratura scientifica sono presenti diversi studi per la ricerca della forma più appropriata per la funzione dello IUH, la maggior parte delle quali appartengono alla famiglia delle distribuzioni di probabilità di tipo "gamma". La formulazione proposta da Nash (1957) deriva dall'ipotesi di comparazione del comportamento di un bacino idrografico a quello di diversi serbatoi collegati in serie, aventi la stessa costante di invaso k , in modo da descrivere la propagazione della pioggia in entrata proprio attraverso la regolazione dei serbatoi idealizzati. In questo schema il primo serbatoio riceve in input un volume unitario di pioggia, e crea in output un idrogramma che ne descrive l'efflusso, il quale sarà anche l'ingresso del serbatoio successivo, e così via fino al serbatoio n-esimo (Figura 2.1). Dunque al termine si ha che l'efflusso dall'ultimo serbatoio rappresenta l'IUH del bacino complessivo.

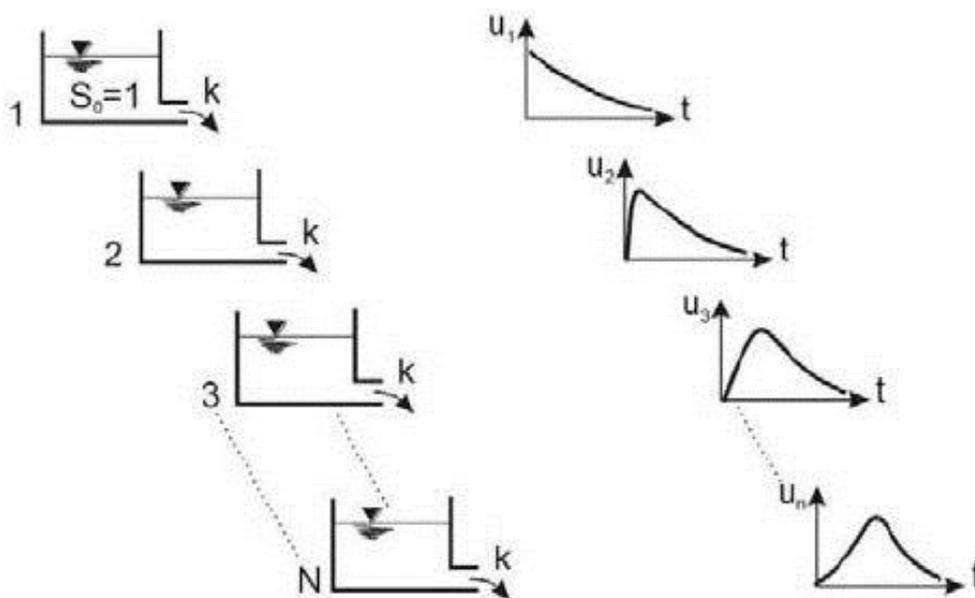


Figura 2.1 - Schema di n serbatoi in serie (Nash, 1957)

Utilizzando questo schema è quindi possibile, a partire dall'equazione di continuità di un singolo serbatoio (2.13), avendo definito l'immagazzinamento S dalla (2.14), attraverso la (2.15), ricavare la (2.16) che è l'equazione differenziale che regola il modello, ed ha per soluzione la (2.17).

$$I - Q = \frac{dS}{dt} \quad (2.13)$$

$$S = k \cdot Q \quad (2.14)$$

$$\frac{dS}{dt} = k \cdot \frac{dQ}{dt} \quad (2.15)$$

$$I = k \cdot \frac{dQ}{dt} + Q \quad (2.16)$$

$$Q = \frac{1}{k} \cdot e^{-\frac{t}{k}} \int_0^t e^{-\frac{t}{k}} \cdot I dt \quad (2.17)$$

La soluzione così trovata, per il primo serbatoio dove l'input è unitario, istantaneo applicato al tempo $t = 0$, assume la seguente forma (2.18).

$$Q_1 = \frac{1}{k} \cdot e^{-\frac{t}{k}} \quad (2.18)$$

Esso rappresenta anche l'ingresso I_2 nel secondo serbatoio, pertanto l'uscita sarà pari a:

$$Q_2 = \frac{1}{k} \cdot e^{-\frac{t}{k}} \int_0^t e^{-\frac{t}{k}} \cdot \frac{1}{k} \cdot e^{-\frac{t}{k}} dt = \frac{1}{k^2} \cdot t \cdot e^{-\frac{t}{k}} \quad (2.19)$$

Applicando lo stesso procedimento per tutti i serbatoi in linea si ottiene la (2.20), che rappresenta la forma generalizzata del modello di Nash, e dato che il primo ingresso è stato ipotizzato come unitario, essa è anche la forma dell'IUH dell'intero bacino idrografico.

$$Q_n = \frac{1}{(n-1)! \cdot k^n} \cdot t^{n-1} \cdot e^{-\frac{t}{k}} \quad (2.20)$$

Si può in questo modo osservare la semplicità del modello così costruito: esso infatti presenta due soli parametri di calibrazione, n e k , che però consentono la rappresentazione delle diverse forme di un idrogramma. Il termine fattoriale presente nella formulazione

consentirebbe in linea teorica l'utilizzo di valori del parametro n unicamente interi e positivi, ma per raffinare e migliorare la modellazione della risposta del bacino esso viene sostituito dalla funzione "gamma" $\Gamma(n)$, tabulata ed implementata in diversi software per il calcolo numerico, che consente l'utilizzo di valori di n anche non interi.

$$h(t) = \left(\frac{t}{k}\right)^{n-1} \frac{e^{-\frac{t}{k}}}{\Gamma(n) \cdot k} \quad (2.21)$$

La (2.21) rappresenta quindi la formulazione generalizzata dell'IUH del modello di Nash, valida per ogni valore di n maggiore di zero. Diversi studi mostrano (Rodriguez-Iturbe, Valdes, 1979) che è possibile unire la formulazione del modello di Nash con la geomorfologia del bacino studiato. Attraverso un approccio probabilistico, se il bacino segue le leggi di Horton-Strahler (Strahler, 1964), è possibile definire una forma particolare di idrogramma unitario istantaneo, detta Geomorphologic Instantaneous Unit Hydrograph o GIUH, definita da tutti i possibili percorsi seguiti dalle gocce d'acqua, moltiplicando la probabilità che ha una goccia di compiere il percorso per la funzione densità di probabilità dei tempi di attesa delle gocce d'acqua percorrenti il percorso. La formulazione ricavata in questo modo risulta particolarmente complessa, ma si è dimostrato (Rosso, 1984) che la funzione "gamma" $\Gamma(n)$ del modello di Nash da risultati comunque accurati anche sotto le nuove ipotesi introdotte. Dunque utilizzando il modello di Nash è possibile scrivere i parametri in funzione dei parametri geomorfologici del bacino.

$$n = 3.29 \cdot \left(\frac{R_B}{R_A}\right)^{0.78} \cdot R_L^{0.07} \quad (2.22)$$

$$k = 0.70 \cdot \left(\frac{R_A}{R_B \cdot R_L}\right)^{0.48} \cdot V^{-1} \cdot L \quad (2.23)$$

In cui, avendo numerato le aste fluviali secondo il criterio di Horton:

- R_A è il rapporto hortoniano delle aree.
- R_B è il rapporto hortoniano di biforcazione.
- R_L è il rapporto hortoniano delle pendenze.
- L è la lunghezza media dell'asta fluviale di ordine maggiore.
- V è la velocità media di flusso.

Adottando quest'ultima formulazione è possibile trovare i vari parametri geomorfologici dalla letteratura disponibile o tramite semplici analisi in ambiente GIS, mentre la fase di calibrazione verrà operata attraverso la modifica della velocità media di flusso nel reticolo idrografico.

2.3 Struttura del modello idrologico

Il modello implementato dunque è una combinazione del modello AFFDEF e della formulazione di Nash del modello GIUH, permettendo così una stima rapida del deflusso nella sezione di chiusura attraverso la stima di pochi parametri (Nebuloni, 2014). Il codice Matlab utilizzato per il calcolo è mostrato in Appendice A. I dati utilizzati provengono da diverse agenzie governative brasiliane, quali il Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos SNIRH o la Agência Nacional de Águas, da cui è stato reperito un DEM ad alta risoluzione spaziale, con celle di 10 metri. Esso richiede un pre-processamento al fine di eliminare le celle che creerebbero un'accumulazione di deflusso, attraverso un algoritmo di pit removal, già implementato in tutti i principali software GIS. Il DEM va fornito al modello attraverso un file di testo ASCII che contiene una matrice $m \cdot n$ delle dimensioni del DEM stesso. Analogamente è stata ricavato un raster con la stessa risoluzione contenente i valori del parametro CN, stimato attraverso mappe di uso del suolo nel bacino (Soil Conservation Service, 1972).

Il bacino presenta però delle serie criticità a causa dei dati di monitoraggio delle precipitazioni e delle temperature. Sebbene il modello funzioni con qualunque risoluzione temporale, si ottengono migliori risultati se i dati di pioggia hanno una risoluzione fine piuttosto che una risoluzione grossolana in quanto è possibile individuare ogni singolo evento meteorico. Questa informazione si perde con la diminuzione della risoluzione, pertanto sarebbero opportune delle osservazioni a cadenza oraria, mentre purtroppo le uniche osservazioni disponibili sono a cadenza giornaliera. Ciò porta indubbiamente ad una carenza di informazioni poiché non risulta possibile stabilire la presenza di eventi distinti all'interno della stessa giornata. In secondo luogo si ha una totale assenza di monitoraggio delle temperature, pertanto risulta impossibile valutare il contributo dell'evapotraspirazione della (2.10), che da questa dipende. I risultati potrebbero quindi essere pesantemente inficiati da questa mancanza, soprattutto nei periodi dove le precipitazioni sono più scarse e il fattore dell'evapotraspirazione è più rilevante. Non sapendo a priori l'entità di questo contributo sul bilancio idrico complessivo si preferisce proseguire comunque nell'analisi tenendo presente che un'eventuale significativa differenza dei valori modellati dalle osservazioni potrebbe dipendere in modo considerevole da questo fattore.

I dati di pioggia costituiscono gli ingressi del modello e pertanto rivestono un ruolo chiave nel processo di calcolo dei risultati. La bontà dei dati dipende dalla distribuzione spaziale della rete di pluviometri o pluviografi, che deve essere il più possibile uniforme, ma la maggior parte delle reti di monitoraggio soddisfa male questa condizione. Per superare i limiti delle reti reali si ricorre a metodi di stima della variazione spaziale, come quello dei

topoietici o dei poligoni di Thiessen, che assegnano ad ogni cella in cui viene discretizzato il bacino il valore osservato nella stazione più vicina. La procedura più rigorosa prevede una variazione temporale dei poligoni in modo da tener conto delle eventuali mancanze di osservazioni di alcune stazioni in alcuni passi temporali, ma ciò richiederebbe un consistente sforzo computazionale, che viene evitato attraverso l'assunzione di uno schema fisso dei poligoni, sostituendo gli eventuali valori mancanti con quelli della stazione più prossima, in quanto i risultati ottenuti sono comunque soddisfacenti (Nebuloni, 2014).

Ricevuti in ingresso tutti i vari elementi il modello calcola il deflusso superficiale e sub-superficiale di ogni cella attraverso lo schema mostrato nel capitolo 2.2, attraverso una discretizzazione temporale discreta e legando il processo formazione del deflusso con l'uso e la natura del terreno attraverso una relazione uguale alla (2.5). Successivamente fornendo al modello le matrici delle pendenze medie, delle direzioni di flusso e delle aree contribuenti, ricavate in ambito GIS a partire dal DEM, viene trovato il deflusso nella sezione di chiusura del bacino utilizzando le formulazioni mostrate in precedenza per il modello dello IUH nel capitolo 2.2.3. Una tale implementazione del modello porta ad avere diversi parametri di calibrazione, sia per il deflusso superficiale che per quello sub-superficiale, ma ipotizzando (Nebuloni, 2014) che i due sistemi siano analoghi essi assumono lo stesso valore e il numero di parametri indipendenti si dimezza. Considerando dunque le osservazioni disponibili la calibrazione è stata effettuata sugli eventi registrati nell'anno 2016, mentre la validazione del modello è stata realizzata grazie a quelli dell'anno 2017. La scelta della stazione utilizzata come chiusura del bacino è stata operata seguendo due fattori: innanzitutto la maggior completezza possibile della serie di osservazione e in secondo luogo la presenza di rilevazioni del trasporto solido in atto, al fine di poter implementare il modello di erosione illustrato in seguito.

2.4 Calibrazione del modello idrologico

La calibrazione consiste nella ricerca della giusta configurazione di valori che debbono assumere i parametri affinché i risultati calcolati dal modello possano essere comparati con i valori misurati. I dati osservati sono indubbiamente influenzati da errori, che però non sono, nella maggior parte dei casi, valutati e quantificati, pertanto si assume in queste procedure che l'errore sia interamente contenuto nelle uscite calcolate dal modello, ipotizzando dunque le osservazioni prive di errori. Il confronto delle uscite del modello con le osservazioni misurate avviene senz'altro in primo luogo attraverso una valutazione visiva, che permette grossolanamente di correggere i parametri al fine di ottenere una rappresentazione dell'idrogramma il più possibile simile a quella misurata. Per raffinare ulteriormente il confronto si fa ricorso a diversi indici presenti in letteratura, che permettono anche di stabilire dei criteri di accettazione o di rifiuto del modello. Essi devono necessariamente dipendere dallo scopo dell'analisi, in quanto vanno tenute in considerazione le conseguenze delle decisioni prese a valle dell'analisi. Volendo ancora una volta seguire la metodologia proposta da Nebuloni (2014), laddove le analisi sono effettuate unicamente per fini di ricerca scientifica, e dunque analoghe a quelle elaborate dal presente lavoro, sono stati utilizzati tre diversi indici (Moriasi *et al.*, 2007).

Il primo indice è il Nash-Sutcliffe Efficiency, NSE, definito dalla (2.24), che rappresenta l'allineamento dei valori simulati lungo una retta inclinata di 45° in un grafico con i valori osservati.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss} - \bar{Y})^2} \right] \quad (2.24)$$

Dove Y_i^{oss} è l' i -esima osservazione, Y_i^{sim} è l' i -esima simulazione, \bar{Y} è la media delle osservazioni e n è il numero totale delle osservazioni. Questo indice assume valori compresi tra $-\infty$ e 1, con l'unità quale valore ottimale si nota che se esso dovesse assumere valori inferiori o uguali a zero allora la media \bar{Y} sarebbe uno stimatore migliore dei dati calcolati, dunque il modello risulterebbe inaccettabile.

Il secondo indice utilizzato è il RSR, ovvero il rapporto (2.25) tra la radice dell'errore quadratico medio, RMSE, e la deviazione standard dei dati, il quale, per un modello ideale, assume valore nullo, essendo quindi nullo l'errore quadratico medio. La bontà di un modello dunque è legata alla grandezza assunta dall'indice: il modello sarà migliore quanto più il valore di RSR è prossimo allo zero.

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss} - Y_i^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss} - \bar{Y})^2}} \quad (2.25)$$

Il terzo indice utilizzato è il PBIAS, da Percent Bias, il quale fornisce una misura della tendenza media delle simulazioni ad essere maggiori o minori delle osservazioni. Anch'esso assume un valore ottimale pari a zero e l'accuratezza del modello è data dalla vicinanza del valore dell'indice con il valore ideale. In questo caso si ha anche un'indicazione circa la sovrastima, PBIAS positivo, o sottostima, PBIAS negativo, delle osservazioni.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss} - Y_i^{sim})}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{oss})} \cdot 100 \quad (2.26)$$

Quale criterio di accettazione del modello si assume (Morasi *et al.*, 2007) che il modello sia valido se esso rispetta le tre condizioni espresse dalla (2.27).

$$\begin{cases} NSE > 0.5 \\ RSR \leq 0.70 \\ |PBIAS| < 25\% \end{cases} \quad (2.27)$$

Per la procedura di calibrazione sono stati tarati alcuni parametri, modificandoli in modo iterativo, al fine di massimizzare l'indice NSE, per ottenere la corrispondenza migliore possibile tra i valori simulati e quelli osservati. I parametri interessati sono quelli che derivano dalle basi teoriche mostrate nei capitoli precedenti, ricordando l'ipotesi fatta in precedenza di assumere gli stessi valori sia per il deflusso superficiale che per quello sub-superficiale. Inoltre attraverso la (2.22) è stato possibile, una volta ricavati i rapporti Hortoniani in ambito GIS, stimare il valore del parametro k . La calibrazione è stata effettuata utilizzando le osservazioni relative all'anno 2016, all'interno delle quali sono stati individuati nove eventi distinti. La configurazione dei parametri utilizzata è riassunta nella Tabella 2.1, mentre dalla Figura 2.2 alla Figura 2.10 sono riportati gli idrogrammi dei nove eventi utilizzati per la calibrazione.

Tabella 2.1 - Parametri del modello idrologico

<i>Parametro</i>	<i>Valore</i>	<i>Unità</i>	<i>Valutazione</i>
Capacità dei serbatoi sotterranei H	0.2	-	Calibrato
Costante di rilascio dei serbatoi H_s	200000	s	Calibrato
Parametro g di Nash	5.0234	-	Stimato
Parametro k di Nash	5	h	Calibrato

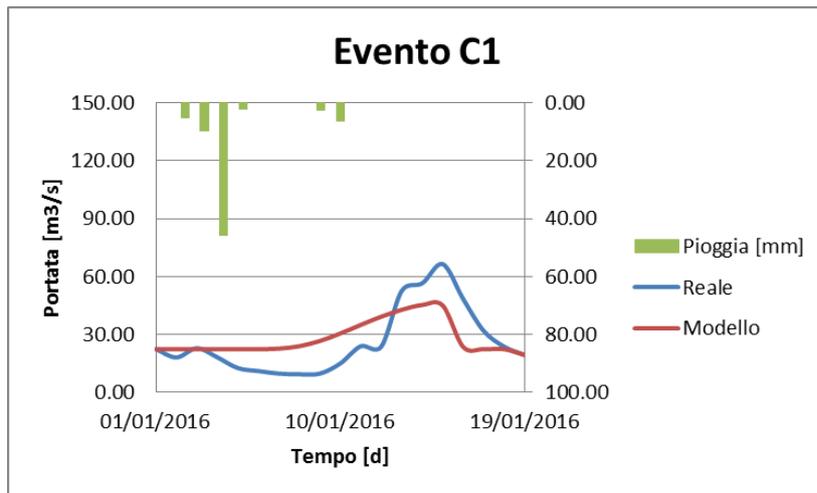


Figura 2.2 - Evento 1: 01-19 gennaio 2016

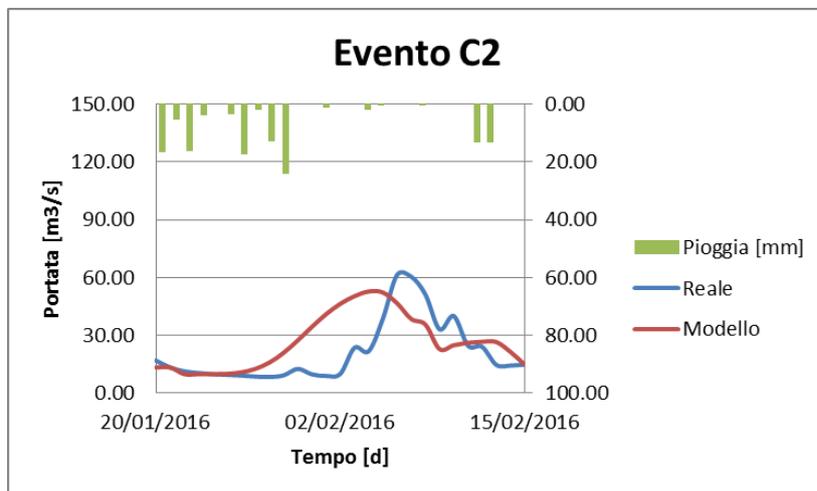


Figura 2.3 - Evento 2: 20 gennaio - 15 febbraio 2016

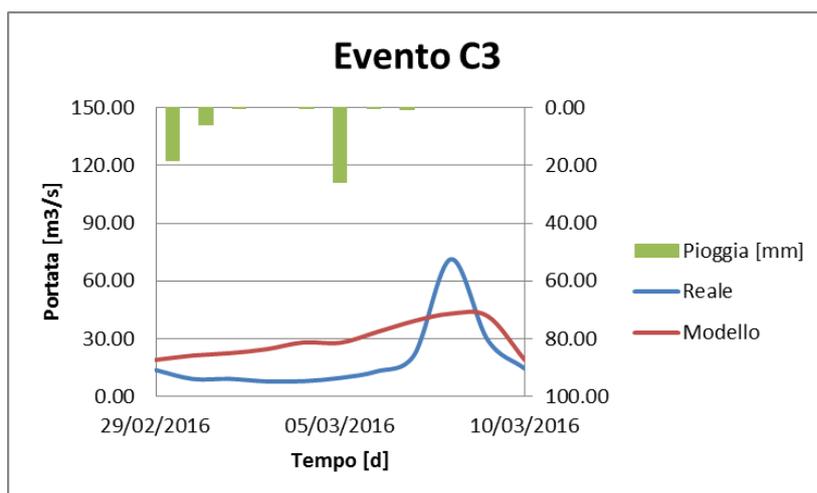


Figura 2.4 - Evento 3: 29 febbraio - 10 marzo 2016

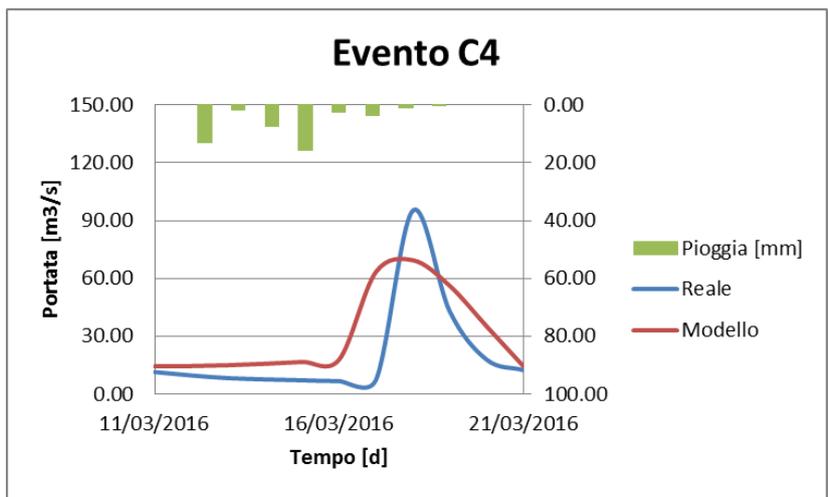


Figura 2.5 - Evento 4: 11-21 marzo 2016

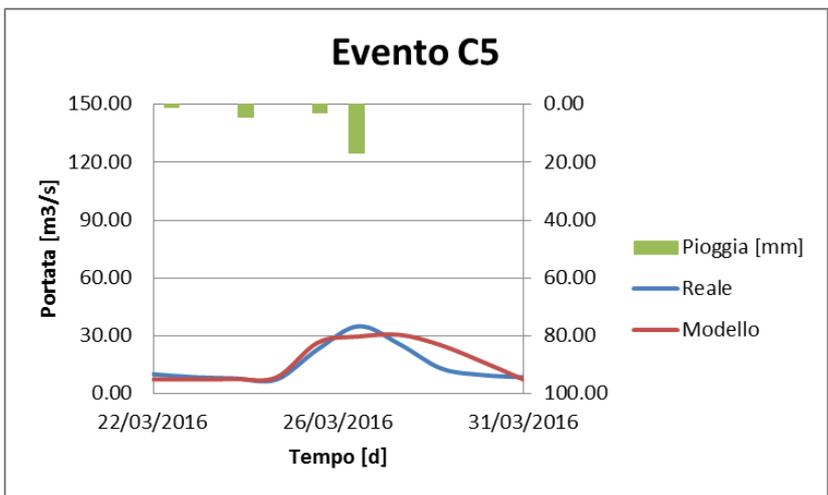


Figura 2.6 - Evento 5: 22-31 marzo 2016

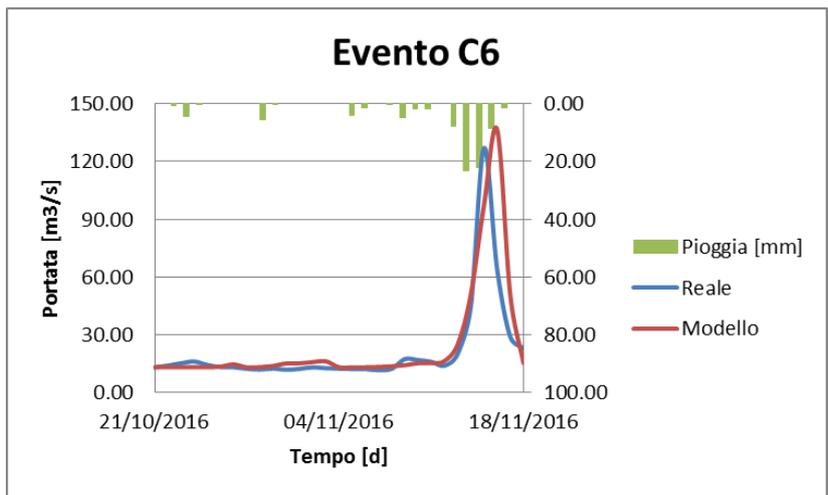


Figura 2.7 - Evento 6: 21 ottobre - 18 novembre 2016

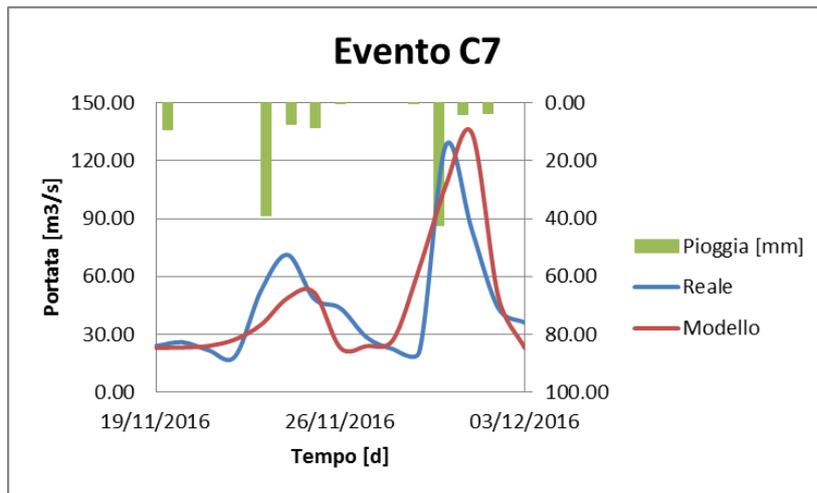


Figura 2.8 - Evento 7: 19 novembre - 3 dicembre 2016

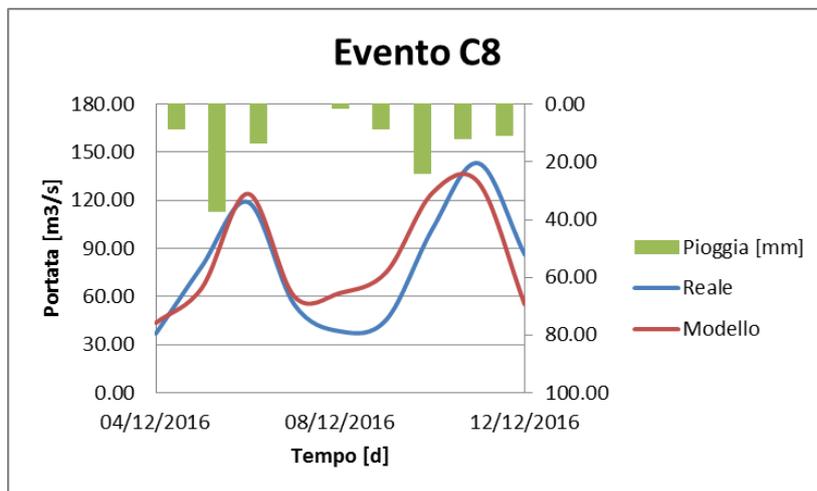


Figura 2.9 - Evento 8: 4-12 dicembre 2016

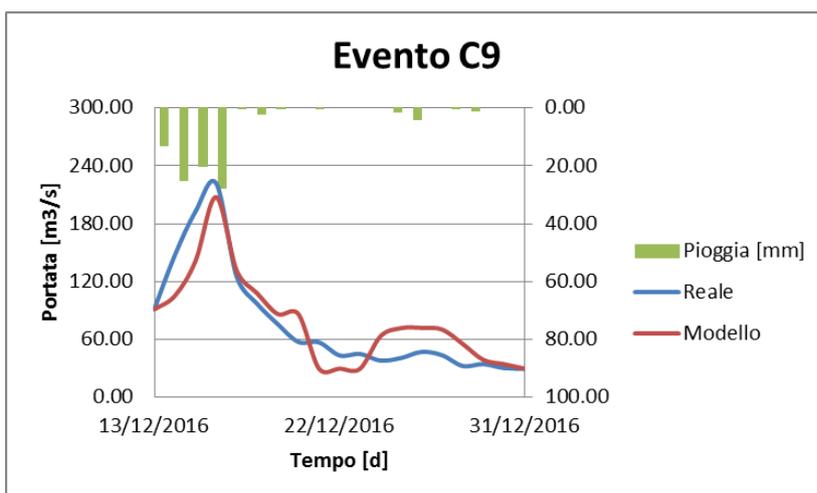


Figura 2.10 - Evento 9: 13-31 dicembre 2016

Si può già visivamente notare come la riproduzione risulti abbastanza soddisfacente sebbene vi siano alcune discrepanze sia nei tempi che nelle grandezze dei picchi di piena. Tuttavia il calcolo degli indici dalle relazioni (2.24), (2.25) e (2.26) da credibilità al modello così formulato, rispettando in pieno le condizioni (Moriasi *et al.*, 2007) imposte dalla (2.27), come mostrato in Tabella 2.2. Si può notare che un valore di *PBIAS* positivo indichi una sovrastima dei valori osservati, che molto probabilmente è dovuta, come già fatto notare nel capitolo 2.3, alla mancanza del contributo di evapotraspirazione. Ciò nonostante, visto il rispetto delle condizioni, si ritiene che per gli scopi prefissati da questa analisi sia idoneo il modello così implementato.

Tabella 2.2 - Indici di performance del modello

<i>Indice</i>	<i>Valore</i>
NSE	0.83
RSR	0.41
PBIAS	12.42%

2.5 Validazione del modello idrologico

La fase di validazione si rende necessaria al fine della valutazione dell'attendibilità di un modello, attraverso la sua applicazione, con i parametri individuati nella fase di calibrazione, su nuovi dati in ingresso. Se la nuova analisi producesse risultati non accettabili sarebbe necessario correggere i parametri attraverso una nuova calibrazione. Come già accennato, nel presente lavoro la validazione è stata effettuata utilizzando la serie osservazioni di portata relative all'anno 2017 nella sezione di chiusura del bacino, all'interno della quale sono stati individuati sette eventi, mostrati in Appendice A. Nella seguente Tabella 2.3 sono invece riportati i valori assunti dagli indici di performance, dove si può osservare che restano sostanzialmente invariati NSE e RSR, mentre si ha un notevole miglioramento di PBIAS.

Tabella 2.3 - Performance del modello in fase di validazione

<i>Indice</i>	<i>Valore</i>
NSE	0.82
RSR	0.42
PBIAS	2.00%

2.6 Il modello di erosione superficiale

L'erosione superficiale è definita come il processo che, attraverso forze esterne quali acqua o vento, rimuove suolo, roccia o materiale sciolto da una posizione e lo deposita in un'altra. Questo fenomeno interessa in modo più o meno significativo l'intero pianeta, e dipende in modo considerevole dai cambiamenti antropici degli ambienti naturali, i quali possono incrementarla portando ad un deterioramento del suolo e dell'ambiente naturale. È possibile distinguere alcuni tipi principali di erosione:

- Erosione da impatto, conseguenza diretta delle forze scambiate tra la superficie del suolo e le gocce di pioggia riversate su di esso, che provocano il distacco delle particelle.
- Erosione laminare, creato dalle acque che non infiltrandosi formano un deflusso superficiale, il quale agisce con una forza areale che dipende principalmente dalla pendenza del versante.
- Erosione in rivoli, data dall'aumento dell'acqua di deflusso, con conseguente aumento di portata e velocità, che forma delle vie preferenziali di scorrimento poco profonde.
- Erosione in fossi, evoluzione della tipologia precedente ad un ulteriore aumento della velocità dell'acqua, che crea solchi sempre più profondi la cui testa tende ad arretrare.

Il distacco delle particelle di suolo può essere dovuto a diversi fattori fisici o chimici, ma quello più comune, e che risulta più rilevante ai fini delle analisi da effettuare è senza dubbio l'acqua derivata dalle precipitazioni meteoriche. Vi sono inoltre diversi fattori che influenzano la magnitudo del fenomeno, tra i quali risultano particolarmente significativi la copertura e l'uso del suolo, oltre che alla sua composizione granulometrica. Il fenomeno assume un ruolo particolarmente rilevante in questo caso perché i sedimenti erosi dal bacino del Rio do Carmo, modellato in precedenza, sono contaminati da diversi metalli pesanti, come verrà illustrato in modo più dettagliato in seguito. I modelli sviluppati in letteratura per la descrizione di questi fenomeni si dividono essenzialmente in due categorie: i modelli fisicamente basate o quelli di natura empirica. I primi descrivono matematicamente i singoli processi fisici coinvolti dunque analizzano in modo dettagliato i processi sedimentologici del bacino idrografico, ma necessitano di un gran numero di dati e di parametri in ingresso. I secondi sono basati essenzialmente su analisi statistiche e dunque non mostrano la meccanica dei vari processi fisici coinvolti, ma hanno in genere una formulazione più semplice e richiedono un minor onere computazionale, pertanto sono adatti a bacini in cui i dati disponibili sono pochi.

Nel seguito verranno presentati i modelli e le rispettive basi teoriche per la descrizione dei fenomeni di distacco e di trasporto delle particelle di suolo, con la dovuta particolare attenzione nel comparare le uscite del modello con le osservazioni disponibili, poiché da queste dipenderanno le considerazioni e le analisi che saranno compiute nel seguito in tema di sicurezza alimentare. Per le considerazioni sopra fatte, e visti gli obiettivi del lavoro, si è optato per l'utilizzo di un modello empirico per la valutazione dell'erosione superficiale, unitamente ad un modello per la descrizione del trasporto di sedimenti ad opera del deflusso superficiale.

2.7 Implementazione del modello di erosione

2.7.1 La Revised Universal Soil Loss Equation

Tra i vari modelli in letteratura risulta particolarmente rilevante quello elaborato dal dipartimento dell'agricoltura statunitense, che si basa sulla cosiddetta Universal Soil Loss Equation, USLE (Wischmeier e Smith, 1978), la quale è stata elaborata al fine di stimare l'erosione causata dalla pioggia sui terreni agricoli coltivati, attraverso alcune variabili, sia di tipo fisico che di struttura del suolo e utilizzo. Essa calcola un valore di predizione del tasso di erosione medio di lungo termine, in quanto i parametri che utilizza rappresentano le medie delle variabili di erosione, che possono variare in modo considerevole in ogni differente singolo evento meteorico. Pertanto il modello non è adatto a rappresentare l'andamento erosivo nel breve termine ma fornisce importanti indicazioni circa la tendenza nel lungo termine (Wischmeier e Smith, 1978). La sua formulazione semplice ed i pochi parametri utilizzati (2.28) hanno determinato il grande successo di questo modello, sebbene originariamente implementato a scala di versante, anche per analisi a livello di bacino idrografico.

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (2.28)$$

In cui:

- A è il tasso di erosione medio di lungo termine, espresso in tonnellate all'ettaro per anno [$t/ha \cdot y$].
- R [$MJ \cdot mm/ha \cdot h \cdot y$] rappresenta il fattore di erosività dato dalla pioggia e dal deflusso superficiale.
- K [$t \cdot ha \cdot h/MJ \cdot mm$] è il fattore di erosività del suolo.
- L [-] è il fattore di lunghezza del versante.
- S [-] è il fattore di pendenza del versante.
- C [-] tiene conto della copertura e dell'utilizzo del suolo.
- P [-] contiene i contributi delle pratiche di supporto del terreno.

Al fine di estendere l'utilizzo di questo modello su diverse tipologie di terreno e non solo quelli prettamente agricoli, in studi successivi (Renard *et al.*, 1997) è stata revisionata la metodologia di calcolo dei parametri, portando il modello alla sua forma denominata RUSLE. Essa mantiene sostanzialmente la stessa formulazione mostrata nella (2.28), ma la stima differente dei parametri in gioco ne consente l'utilizzo su tipologie di terreno anche diverse da quelli prettamente agricoli (Renard *et al.*, 1997). Per l'applicazione di questo

modello a scala di bacino è necessaria una discretizzazione spaziale, facilmente ottenibile attraverso l'utilizzo di dati in formato RASTER, peraltro già utilizzati all'interno del modello idrologico precedente. Risulta pertanto molto conveniente l'utilizzo di questo modello attraverso analisi in ambiente GIS (Figura 2.11), al fine di valutare le aree maggiormente a rischio agevolando la pianificazione degli interventi da attuare (Jahun *et al.*, 2015).

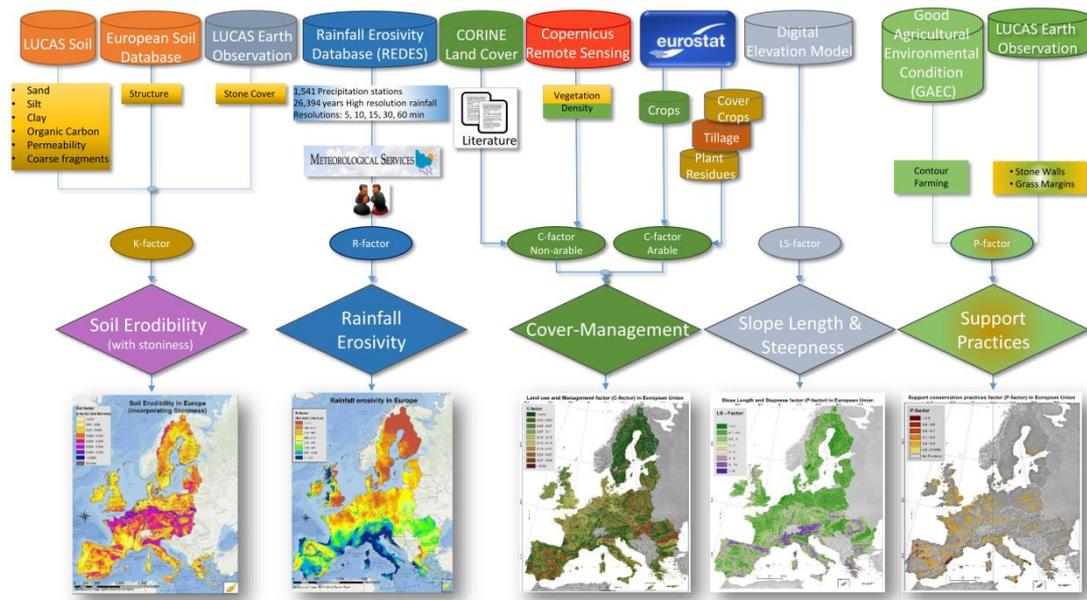


Figura 2.11 - Schema di calcolo dei parametri RUSLE (European Soil Data Centre)

Il fattore di erosività della pioggia rappresenta il fenomeno fisico di impatto delle gocce sul suolo, determinando il distacco delle particelle di terreno e il loro trasporto tramite il deflusso, ed è dunque la forza motrice del fenomeno dell'erosione. Viene calcolato a partire dalle serie storiche di osservazioni meteoriche, attraverso una media annuale (2.29) del prodotto tra energia cinetica ed intensità dell'evento relativa ad una durata di 30 minuti, dunque richiede una serie storica significativa per poter essere attendibile (Brown e Foster, 1987).

$$R = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^n R_{e,ij} = (E \cdot I_{30})_{ij} \quad (2.29)$$

Dove N è il numero di anni della serie pluviometrica, n è il numero di eventi all'interno di un singola annualità e l'energia cinetica è calcolata come la somma (2.30) delle energie cinetiche specifiche per unità di superficie delle piogge elementari i , date dal prodotto dell'energia unitaria per la relativa altezza di pioggia h_i . L'energia unitaria viene stimata attraverso una formulazione empirica (2.31).

$$E = \sum_{i=1}^n e_i = \sum_{i=1}^n e'_i \cdot h_i \tag{2.30}$$

$$e'_i = 0.29[1 - 0.72 \cdot \exp(-0.05 \cdot I_i)] \tag{2.31}$$

$$I_i = \frac{h_i}{t_i} \tag{2.32}$$

La formulazione così espressa è molto accurata, perché considera il contributo di ogni diversa intensità di precipitazione, ma richiede serie storiche adeguate ad alta risoluzione temporale, che purtroppo in molte zone non sono disponibili. Per ovviare a questa carenza è possibile utilizzare formulazioni empiriche che forniscono una stima del valore di R meno accurata, in quanto esse sono tarate su osservazioni effettuate e la loro validità potrebbe essere limitata a quella specifica area, tuttavia in assenza di altre informazioni esse rappresentano la soluzione migliore da adottare (Lombardi Neto e Moldenhauer, 1977).

L'impatto delle gocce di pioggia sul terreno può essere valutato dal punto di vista del suolo, al fine di ottenere la stima del fattore di erodibilità del suolo, ovvero la sua tendenza ad essere eroso, in relazione alla resistenza opposta dal terreno al distacco delle particelle solide. Essa dipende sostanzialmente dalla sua struttura fisica, descritta da parametri quali tessitura, contenuto organico e permeabilità. Nel modello originale il fattore K veniva stimato (Wischmeier e Smith, 1978) attraverso appositi abachi, in relazione al contenuto di limo e sabbia molto fine, del contenuto di sabbia e della percentuale di sostanza organica (Figura 2.12).

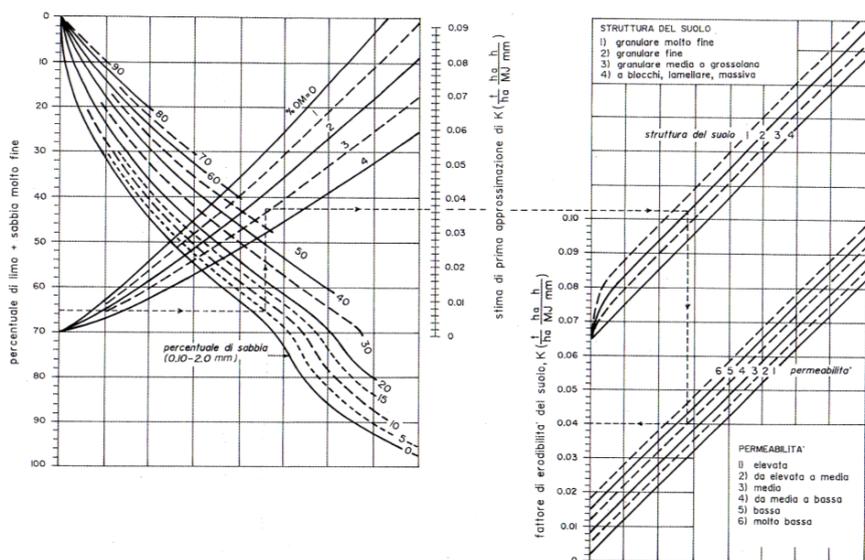


Figura 2.12 - Abachi di Wischmeier e Smith (1978)

Sono state sviluppate in seguito sviluppate diverse relazioni matematiche, quasi sempre di natura empirica, per la stima di questo fattore in relazione alle classiche proprietà del suolo (Renard *et al.*, 1997).

$$K = \left[\frac{2.1 \cdot 10^{-4} M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 3.25(s - 2) \cdot 2.5(p - 3)}{100} \right] \cdot 0.1317 \quad (2.33)$$

Dove:

- $M = (m_{\text{limo}} - m_{\text{sabbia}}) / (100 - m_{\text{argilla}})$ è un fattore di tessitura del terreno, calcolato a partire dal contenuto percentuale m delle frazioni di limo, argilla e sabbia fine.
- OM è il contenuto di materia organica, espresso anch'esso in percentuale.
- I fattori s e p rappresentano rispettivamente la classe strutturale di suolo (che varia da 1 per granulometrie fini a 4 per terreni con presenza di blocchi rocciosi) e la classe di permeabilità del suolo (che varia da 1 per una rapida permeabilità a 6 per una molto lenta).

La relazione (2.33) descrive attraverso i suoi parametri la tendenza dei grani di suolo ad essere erosi dal terreno, che in generale è compresa tra due situazioni estreme: i suoli ad alto contenuto di sabbia sono caratterizzati da una permeabilità molto elevata, e quindi un basso deflusso, ma i grani di terreno sono più facilmente distaccabili, mentre viceversa terreni molto argillosi presentano una buona resistenza al distacco dei grani grazie alla crescente coesione, ma producono un maggiore deflusso, essendo meno permeabili. Si ha dunque che i valori maggiori di K si ottengono per granulometrie e tessiture intermedie, con moderata tendenza al distaccamento e moderata permeabilità.

I fattori topografici L e S tengono conto dell'influenza che ha la geometria sul fenomeno dell'erosione, attraverso una misura degli effetti di lunghezza e pendenza dei versanti. Essi sono definiti (Wischmeier e Smith, 1978) in modo tale da assumere valore unitario per un pedio lungo 22.13 metri avente pendenza del 9%. La valutazione di questi fattori può essere estesa a geometrie reali, contenute in un bacino idrografico, attraverso diverse formulazioni che utilizzano in ingresso i parametri ricavati attraverso le analisi di un DEM in ambito GIS, tuttavia si ha un certo grado di imprecisione, dato dal discostamento dall'ipotesi ideale della geometria di pendio isolato. La formulazione che meglio descrive le osservazioni realmente misurate (Hrabalíková e Janeček, 2017) è quella di Wischmeier e Smith (1978), mostrata nella (2.34), dove però la lunghezza del pendio λ è sostituita dall'area specifica di captazione delle celle in cui è discretizzato il bacino.

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \cdot (65.4 \sin^2 \beta + 4.5 \sin \beta + 0.0654) \quad (2.34)$$

Dove β è l'angolo del versante in radianti da cui dipende anche l'esponente m :

- $m = 0.5$ se $\beta > 0.05$.
- $m = 0.4$ se $0.03 < \beta \leq 0.05$.
- $m = 0.3$ se $0.01 < \beta \leq 0.03$.
- $m = 0.2$ se $\beta \leq 0.01$.

Il fattore C esprime gli effetti della copertura vegetale e dell'uso del suolo, formulato in origine (Wischmeier e Smith, 1978) come il rapporto fra la perdita di suolo di un terreno su cui viene effettuato una qualsiasi coltivazione e quella relativa alla situazione di riferimento, assunta convenzionalmente come la coltura di maggese. In letteratura sono disponibili diverse tabelle di riferimento sia in relazione alla coltura con il relativo stadio di sviluppo che all'uso del suolo effettivamente praticato, pertanto la valutazione di questo parametro è realizzata attraverso l'utilizzo di mappe di uso del suolo.

In ultima istanza il fattore P tiene conto degli effetti benefici dati da eventuali azioni o pratiche anti-erosive, ed assume dunque valore unitario per pendii senza alcuna misura di conservazione del suolo e valori minori di uno in presenza di elementi quali manufatti per la sistemazione idraulico-strutturale del territorio o la ritenzione dei residui sul terreno agrario o ancora la particolare disposizione delle colture sul versante. Esso viene generalmente valutato attraverso tabelle (Wischmeier e Smith, 1978), ma resta senza dubbio il parametro di più difficile valutazione.

2.7.2 Il modello EROSET

Il modello EROSET (Sun *et al.*, 2002), da EROsion and Sedimentation Estimation Tool, è un modello sviluppato al fine di stimare la dinamica degli eventi di deflusso superficiale e trasporto dei sedimenti in modo distribuito all'interno di un bacino idrografico, unendo i dati ricavati tramite RUSLE con una modellazione di erosione e trasporto che segue anche la dimensione temporale del deflusso. Esso è in grado di simulare il distacco dei sedimenti sia in aree terrestri che all'interno dei canali e il loro trasporto distribuito, differenziandosi da altri modelli analoghi per la minor richiesta di dati per la descrizione dei percorsi di deflusso basandosi su una rete di flusso monodimensionale ricavata facilmente da un DEM (Sun *et al.*, 2002). L'idea di base è quella di formulare l'equazione di continuità dei sedimenti (2.35) attraverso due diversi contributi: quello delle aree interne alla rete di deflusso, rill, causato

dallo sforzo tangenziale del flusso, e quello delle aree esterne ad essa, interrill, dato essenzialmente dall'impatto delle precipitazioni meteoriche.

$$\frac{\partial(C_h)}{\partial t} + \frac{\partial(Cq)}{\partial x} = D_i + D_r \quad (2.35)$$

$$D_r = \alpha Q^\beta \cdot K \cdot SF \cdot C_{slr} \quad (2.36)$$

$$D_i = 0.0138 \cdot i^2 \cdot K \cdot SF \cdot C_{slr} \quad (2.37)$$

In cui:

- C è la concentrazione di sedimenti.
- q è la portata per unità di larghezza.
- h è la profondità locale del flusso.
- K è il fattore di erodibilità del suolo (2.33).
- $SF = 1.05 - 0.85 \cdot \exp(-4 \sin \theta)$ è un fattore di pendenza.
- C_{slr} è il rapporto di perdita di suolo (Soil Loss Ratio).
- i è l'intensità di pioggia.

Calcolando quindi la portata e la pendenza per ogni singolo elemento di discretizzazione spaziale del bacino idrografico, l'equazione (2.37) consente la stima dell'erosione potenziale all'interno della cella, ma perché questa si verifichi è necessario che il deflusso transitante abbia sufficiente energia per trasportare i sedimenti in un'altra cella. Tutto ciò viene valutato grazie alla Unit Stream Power, definita come il tasso di dissipazione dell'energia potenziale per unità di peso dell'acqua in un canale, derivandone una relazione con la concentrazione di sedimenti (Yang, 1972).

$$\log C = I + J \log \left(\frac{P - P_{cr}}{\omega} \right) \quad (2.38)$$

$$P = V \cdot S \quad (2.39)$$

$$P = Q^{0.25} \cdot S^{1.375} \cdot R^{0.5} / A^{0.25} \cdot n^{0.75} \quad (2.40)$$

Dove la Unit Stream Power P dipende dunque dalla portata, dal raggio idraulico dall'area della sezione idrica e dal coefficiente di scabrezza di Manning, ma affinché si verifichi il trasporto deve essere maggiore di una soglia $P_{cr} = V_{cr} \cdot S$ calcolata tramite la (2.41). Inoltre ω è la velocità di sedimentazione delle particelle solide in acqua e i parametri I

e J sono calcolati attraverso la (2.42) e la (2.43) e dipendono anche dal diametro dei sedimenti, dalla viscosità cinematica dell'acqua ν e dalla velocità media tangenziale U^* .

$$V_{cr} = \begin{cases} [2.5/(\log Re^* - 0.06) + 0.66] \cdot \omega & \text{per } 0 < Re^* < 70 \\ 2.05 \cdot \omega & \text{per } Re^* > 70 \end{cases} \quad (2.41)$$

$$I = 5.435 - 0.386 \cdot \log(\omega d_{50}/\nu) - 0.457 \cdot \log(U^*/\omega) \quad (2.42)$$

$$J = 1.799 - 0.409 \cdot \log(\omega d_{50}/\nu) - 0.314 \cdot \log(U^*/\omega) \quad (2.43)$$

In tal modo è possibile avere una valutazione distribuita nel bacino della portata solida dei sedimenti, potendo così valutare per ogni singolo evento sia l'andamento temporale della portata totale nella sezione di chiusura che la distribuzione spaziale del fenomeno.

2.8 Struttura del modello di erosione

Per gli obiettivi prefissati dal presente lavoro è stato utilizzato un modello che permette la comparazione delle analisi effettuate con le osservazioni reperibili sul bacino in esame. Ancora una volta purtroppo si deve far fronte ad una rete di monitoraggio inadeguata, che ha prodotto sporadiche letture di concentrazione di sedimenti in un'unica stazione, motivo per il quale è stata scelta come chiusura del bacino idrografico anche per il precedente modello idrologico. La metodologia seguita, basandosi sui concetti esposti nel precedente capitolo, ricalca studi analoghi a scala di bacino (Nebuloni, 2014) per stimare l'andamento temporale della portata solida in relazione al deflusso presente. Inoltre verrà valutata l'erosione anche nella sua dimensione spaziale, al fine di individuare le aree maggiormente a rischio con il supporto delle relazioni di ispezione compiute dal Ministero dell'Ambiente brasiliano. Alla base del modello c'è il DEM già utilizzato per la componente idrologica, con celle quadrate di lato 10 metri, dunque ad elevata risoluzione spaziale. Gli altri parametri della RUSLE, stimati a partire da archivi della Agência Nacional de Águas per ciò che riguarda le precipitazioni o da mappe del International Soil Reference and Information Centre, hanno la stessa risoluzione spaziale. Il calcolo dei parametri RUSLE è stato effettuato attraverso software GIS, al fine di ottenere risultati in tempi brevi senza compromettere il buon livello di dettaglio spaziale e solo successivamente il modello di trasporto solido è stato implementato attraverso un codice di calcolo MatLab, mostrato in Appendice B.

Già per il modello idrologico sono state ricavate le matrici delle pendenze e delle aree contribuenti, necessarie per il calcolo del parametro topografico LS , attraverso l'equazione (2.34) mostrata in precedenza (Wischmeier e Smith, 1978), che produce il risultato mostrato in FIG. Il parametro di copertura del suolo C è stato valutato a partire dalla stessa mappa di uso del suolo che è stata utilizzata per la distribuzione del Curve Number, attraverso le tabelle reperite in letteratura (Galdino *et al.*, 2015 e Gomes *et al.*, 2017) secondo la Tabella 2.4. Le principali criticità della stima di questo fattore derivano principalmente dalla mappa di uso di suolo utilizzata, che ha un livello di dettaglio inferiore rispetto al DEM, ed è stata, per ragioni di calcolo, ricampionata con la stessa risoluzione. La variabilità del parametro C nelle aree agricole è data dalla percentuale di terreni agricoli all'interno dell'area considerata.

Tabella 2.4 - Valori del fattore C

<i>Copertura del suolo</i>	<i>Fattore C</i>
Area urbana	0.01
Area agricola	0.13÷0.20
Pascoli	0.45

Foreste	0.14
---------	------

Il fattore di pratiche antierosive P è stato valutato grazie alle ispezioni del Ministero dell’Ambiente (IBAMA, 2016b), che hanno rilevato diversi punti lungo l’asta interessata dallo sversamento (Figura 2.13), valutandone le pratiche in atto. Grazie all’interpolazione in GIS di queste rilevazioni è stata ricostruita una mappa di tale fattore, ponendolo pari a 1 nelle zone prive di informazione a riguardo (Tabella 2.5). Per le aree che non sono soggette ad ispezioni ministeriali è stata adottata una formulazione legata alla pendenza, scritta inizialmente per le aree agricole, ma estesa in questo caso, come già fatto in altri studi (Nikolova, 2016) a tutto il bacino.

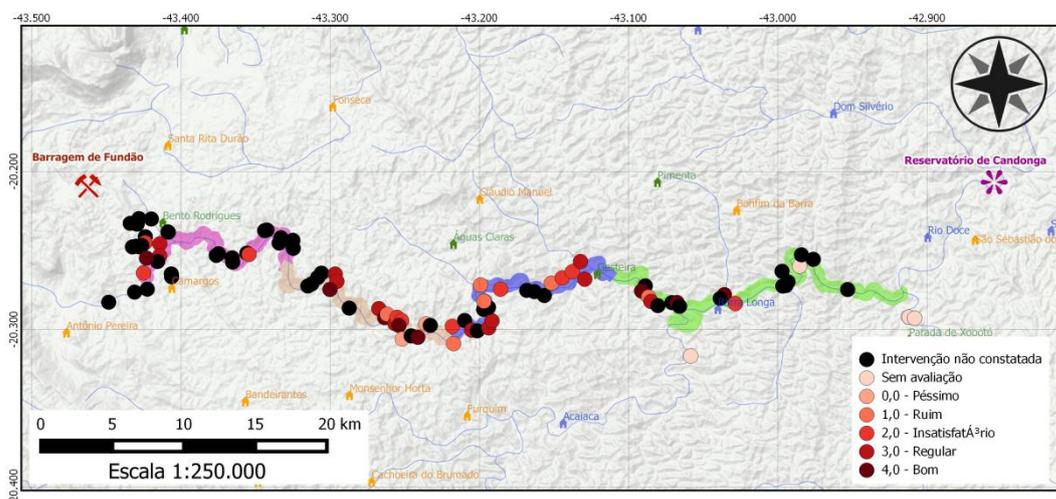


Figura 2.13 - Interventi di contenimento dell’erosione (IBAMA, 2016b)

Tabella 2.5 - Valori del fattore P

<i>Intervento antierosivo</i>	<i>Fattore P</i>	<i>Pendenza [%]</i>	<i>Fattore P</i>
Non constatato	1.00		
Non presente	1.00	0 – 8	0.55
Pessimo	0.90	9 – 12	0.60
Cattivo	0.70	13 – 16	0.70
Insoddisfacente	0.50	17 – 20	0.80
Regolare	0.30	21 – 25	0.90
Buono	0.10	>25	0.95

Il fattore di erodibilità del suolo K è stato ricavato grazie alla (2.33), a partire dai dati reperiti negli archivi del International Soil Reference and Information Centre, ISRIC, circa la

composizione del suolo in termini di argilla, limo e sabbia oltre che il contenuto organico. Si evidenzia purtroppo che vi sono alcune zone con carenza di informazione () le quali pertanto non contribuiranno ai fini erosivi, ma vista la limitatezza di tali aree rispetto alla superficie totale del bacino si suppone che esse non influiranno eccessivamente sulla bontà del modello. Anche queste mappe presentano una risoluzione più bassa rispetto al DEM ed è stato ricampionato ad una maggiore risoluzione, al fine di non perdere il buon livello di informazioni contenute nel modello digitale del terreno, che fornisce il fattore più rilevante ai fini erosivi, unitamente al fattore di erosività della pioggia. Quest'ultimo è stato ricavato grazie alle serie storiche rilevate dall' Agência Nacional de Águas all'interno delle stazioni pluviometriche presenti nel bacino. La rete di monitoraggio presente sul territorio non presenta caratteristiche ottimali di distribuzione spaziale e di modalità di rilevazione, avendo due tipi di serie storiche: osservazioni di precipitazioni giornaliere per un periodo di tempo molto elevato oppure osservazioni orarie per un periodo di tempo molto limitato, di pochi anni. Per queste ultime è stato possibile valutare il fattore R attraverso le equazioni (2.29-2.32), ma non si ha molta significatività della serie storica, essendo limitata a pochi anni, mentre per le prime è stata utilizzata una formulazione empirica, utilizzata in altre zone del Brasile (Lombardi Neto e Moldenhauer, 1977), con la seguente equazione:

$$EI_i = 68.73 \cdot (p^2/P)^{0.841} \quad (2.44)$$

Dove EI_i è la media mensile dell'indice di erosività, p è precipitazione media mensile e P è la precipitazione media annuale. Attraverso queste due diverse formulazioni sono stati calcolati i valori per ogni stazione (Tabella 2.6), i quali poi sono stati interpolati per tutto il bacino idrografico.

Tabella 2.6 - Valori del fattore R

<i>Stazione</i>	<i>Serie</i>	<i>Fattore R [MJ · mm/ha · h · y]</i>
2042011	Mensile 77 anni	140.16
2043009	Mensile 77 anni	359.52
2043011	Mensile 77 anni	385.16
2043027	Mensile 50 anni	433.18
2043056	Mensile 34 anni	315.67
2042057	Oraria 2 anni	152.86
2043083	Oraria 2 anni	213.34
2043084	Oraria 2 anni	124.03
2043085	Oraria 2 anni	242.56

2043086	Oraria 2 anni	197.13
2043081	Oraria 2 anni	58.54
2043082	Oraria 2 anni	52.55

I dati ottenuti sono stati confrontati con i risultati di un altro studi effettuato nella stessa zona (da Silva *et al.*, 2010), che mostrano, ad un minor livello di dettaglio, valori molto simili, fornendo così un buon supporto circa la bontà dei calcoli effettuati. Nelle seguenti Figure 2.14-2.18 sono mostrate mappe dei diversi fattori sopra illustrati, ed in Figura 2.19 l'andamento spaziale dell'erosione media di lungo termine.

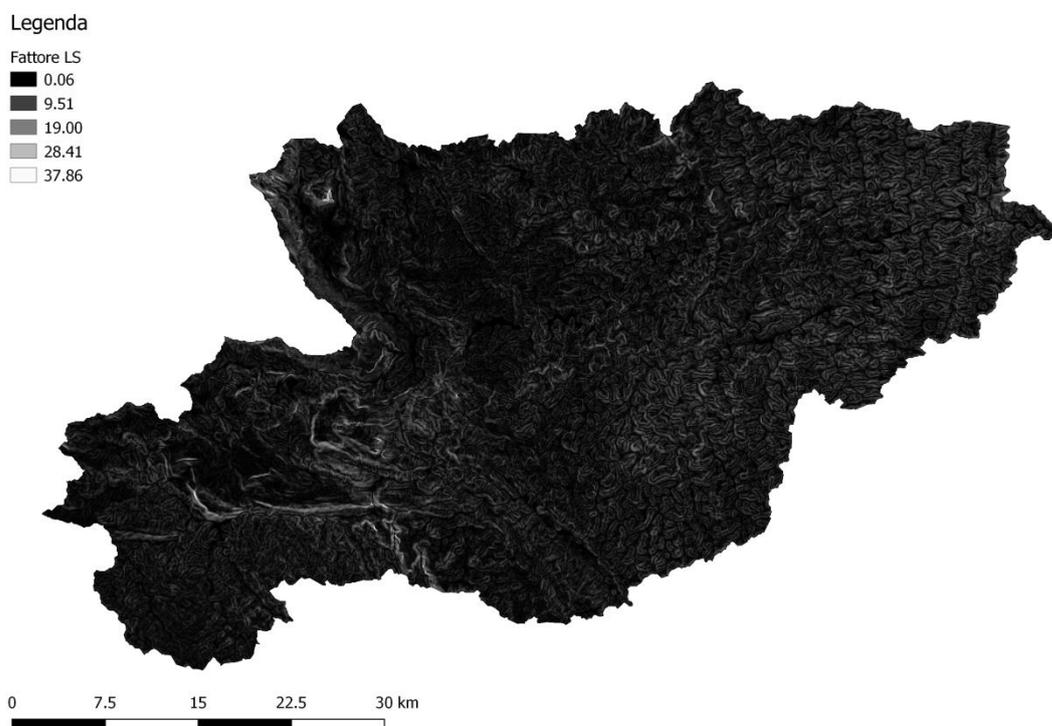


Figura 2.14 - Fattore *LS* [-]

Legenda

Fattore C

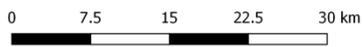


Figura 2.15 - Fattore C [-]

Legenda

Fattore P

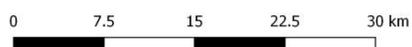
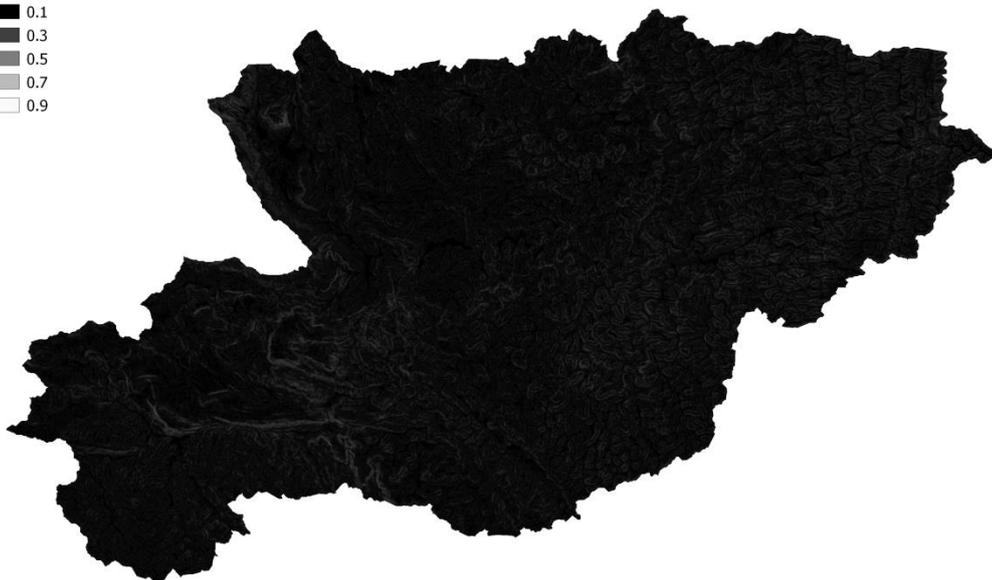


Figura 2.16 - Fattore P [-]

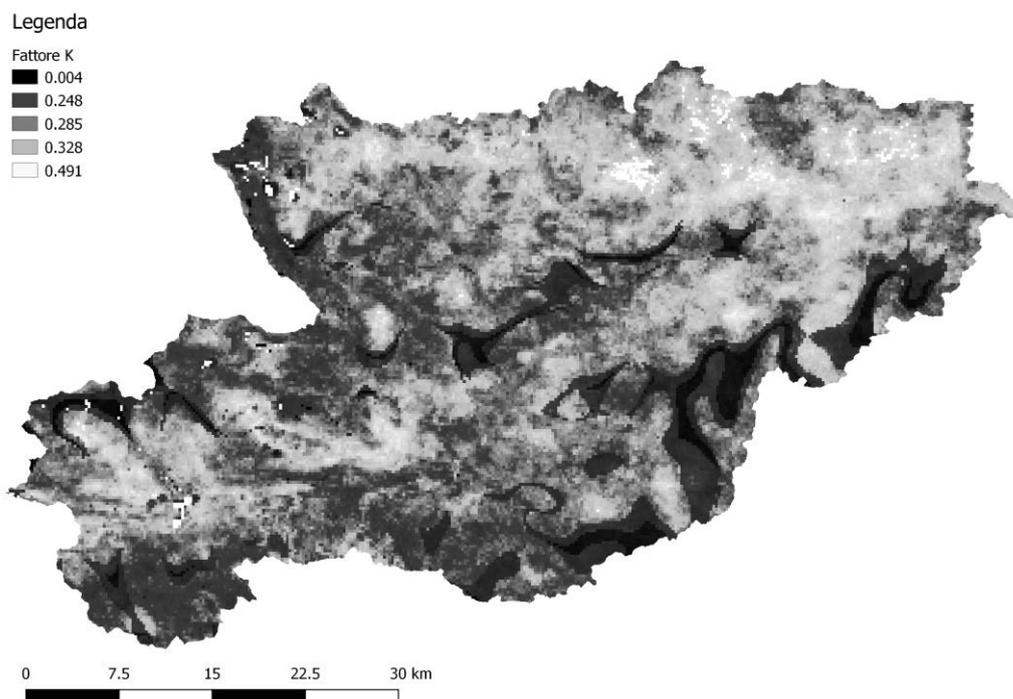


Figura 2.17 - Fattore K [$ton \cdot h/MJ \cdot mm$]

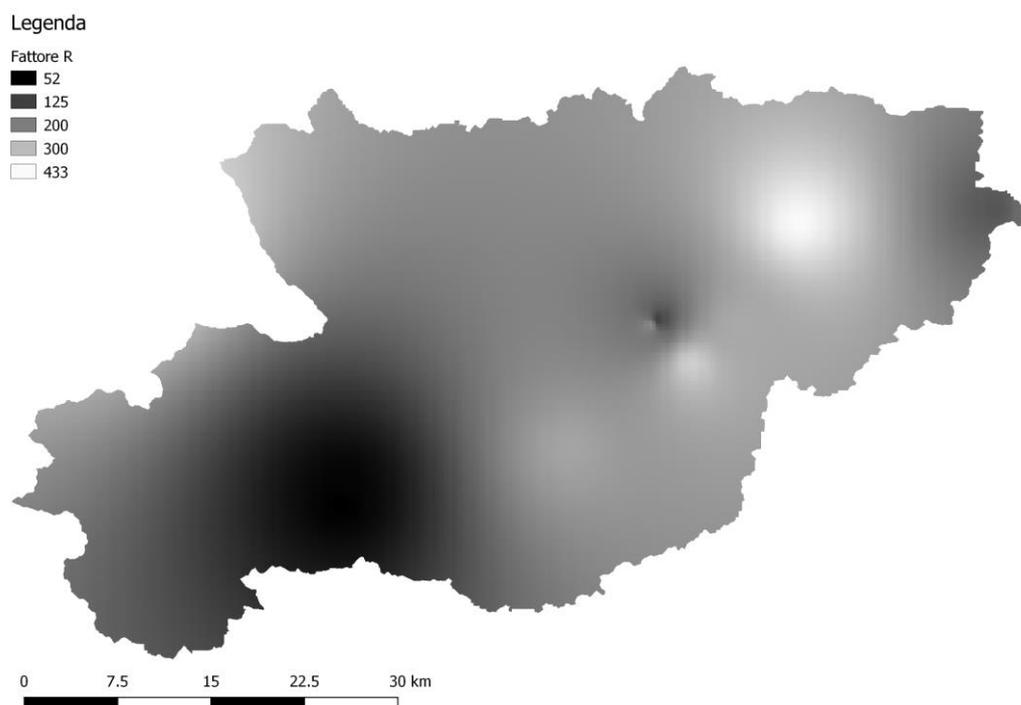


Figura 2.18 - Fattore R [$MJ \cdot mm/ha \cdot h \cdot y$]

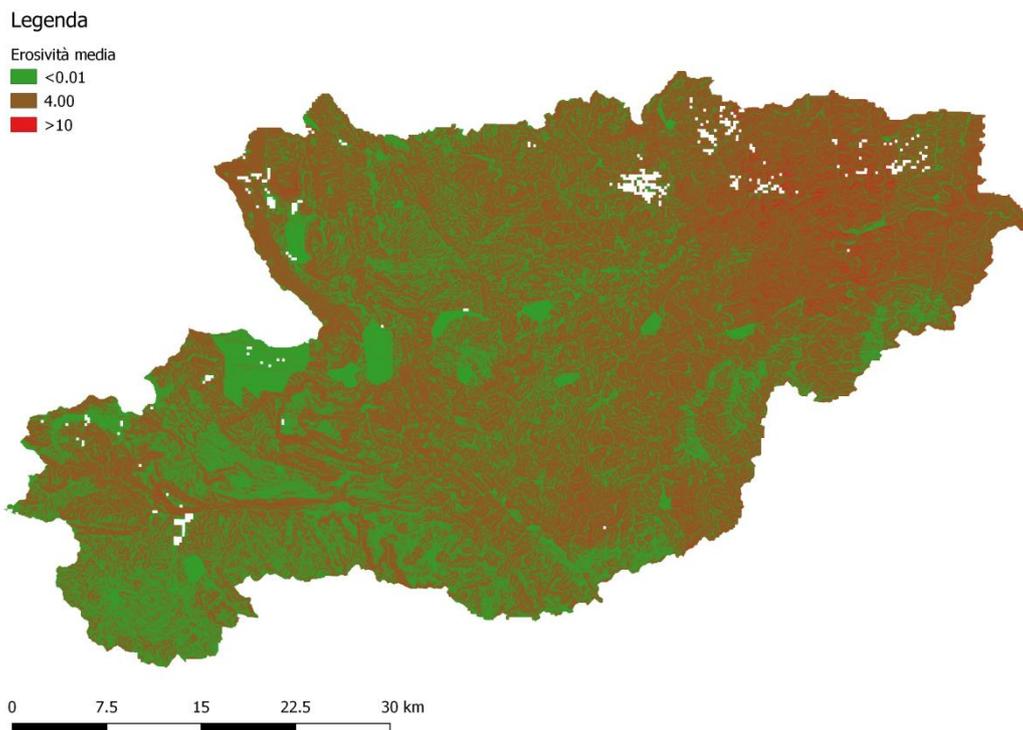


Figura 2.19 - Erosività media di lungo termine [$ton/ha \cdot y$]

Come già detto in precedenza il valore di erosività così calcolato è solo quella media di lungo termine, mentre per la valutazione del trasporto solido nella sua dimensione temporale in relazione agli eventi meteorici in atto, si è adottato un modello analogo al EROSET mostrato nel capitolo 2.7.2, attraverso il codice riportato in Appendice B. Viste le dimensioni del bacino in esame e la risoluzione spaziale adottata, il codice richiede un discreto onere computazionale, motivo per il quale sono stati utilizzati due diversi approcci: uno speditivo ed uno rigoroso. Il primo con il fine di stimare l'andamento temporale di una serie di deflussi giornalieri ed il secondo con l'obiettivo di valutare la distribuzione spaziale della portata solida. Il codice richiede in ingresso i parametri necessari per il calcolo della capacità di trasporto, come il coefficiente di scabrezza, il numero di Reynolds, il diametro medio dei sedimenti e il loro peso specifico, oltre ai risultati del modello RUSLE. Inoltre sono necessari i parametri idraulici di deflusso, altezza d'acqua e raggio idraulico i quali a seconda delle ipotesi fatte permettono un diverso utilizzo del codice: per ottenere una valutazione il più possibile rigorosa, il deflusso superficiale dovrebbe essere quello ricavato dall'analisi idrologica, in cui per ogni cella del bacino si ha una quota di portata proporzionale alla flow accumulation, ed un'erosione che dipende dal valore distribuito arealmente della pendenza. Ma ciò comporta una valutazione dell'erosione molto onerosa, pertanto si preferisce adottare una procedura più speditiva per la valutazione dell'andamento temporale della portata solida, prescindendo da un'accurata descrizione spaziale del fenomeno. Si ipotizza infatti che

il deflusso superficiale si mediamente distribuito all'interno del bacino, così come gli altri parametri idraulici, al fine di ottenere una stima del trasporto medio alla sezione di chiusura e di valutare il valore più opportuno dei parametri da utilizzare nella procedura più rigorosa. Il codice opera un confronto per ciascuna cella tra il sedimento disponibile, valutato dal sopraccitato modello RUSLE e il sedimento trasportabile calcolato secondo la formulazione della Unit Stream Power (Yang, 1972). Le osservazioni disponibili sono, come detto, molto limitate (Tabella 2.7) e anche inficiate dalla vicinanza temporale all'evento di sversamento dal bacino di ritenzione, che ha senza dubbio inficiato quello che è l'andamento medio del trasporto solido in condizioni normali, pertanto si è deciso di considerare attendibili solo le ultime tre osservazioni.

Tabella 2.7 - Osservazioni di trasporto solido

<i>Data</i>	<i>[mg/l]</i>	<i>[ton]</i>
13/01/2016	5296	24051.13
15/03/2016	420	261.71
06/04/2016	132	58.32
23/05/2016	72	33.66
20/06/2016	112	47.32

I parametri utilizzati sono stati stimati a partire da dati reperiti nella letteratura, ad eccezione di scabrezza, diametro e velocità di sedimentazione, che sono stati utilizzati ai fini della calibrazione del modello (Tabella 2.8).

Tabella 2.8 - Parametri del modello di trasporto solido

<i>Parametro</i>	<i>Valore</i>	<i>Unità</i>	<i>Valutazione</i>
Pendenza	0.2442	rad	Stimato
Area	2463.5697	km ²	Stimato
B	10	m	Fissato
n	0.128	s/m ^{1/3}	Calibrato
Re	71	-	Stimato
w	0.000092	m/s	Calibrato
d ₅₀	0.00009	m	Calibrato
ro_sed	2.54925	ton/m ³	Stimato

Il modello così implementato fornisce i risultati mostrati in Figura 2.20, e porta ad avere dei valori stimati che si discostano da quelli osservati per il 30% in media. A causa del numero limitato di osservazioni non è possibile valutare la bontà del modello con gli indici utilizzati in precedenza per la componente idrologica.

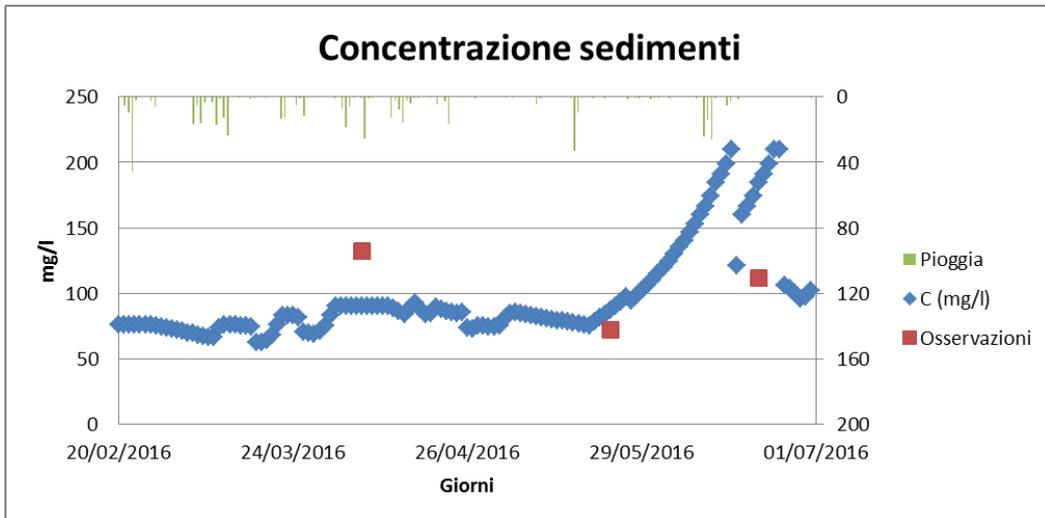


Figura 2.20 - Concentrazione di sedimenti alla sezione di chiusura del bacino

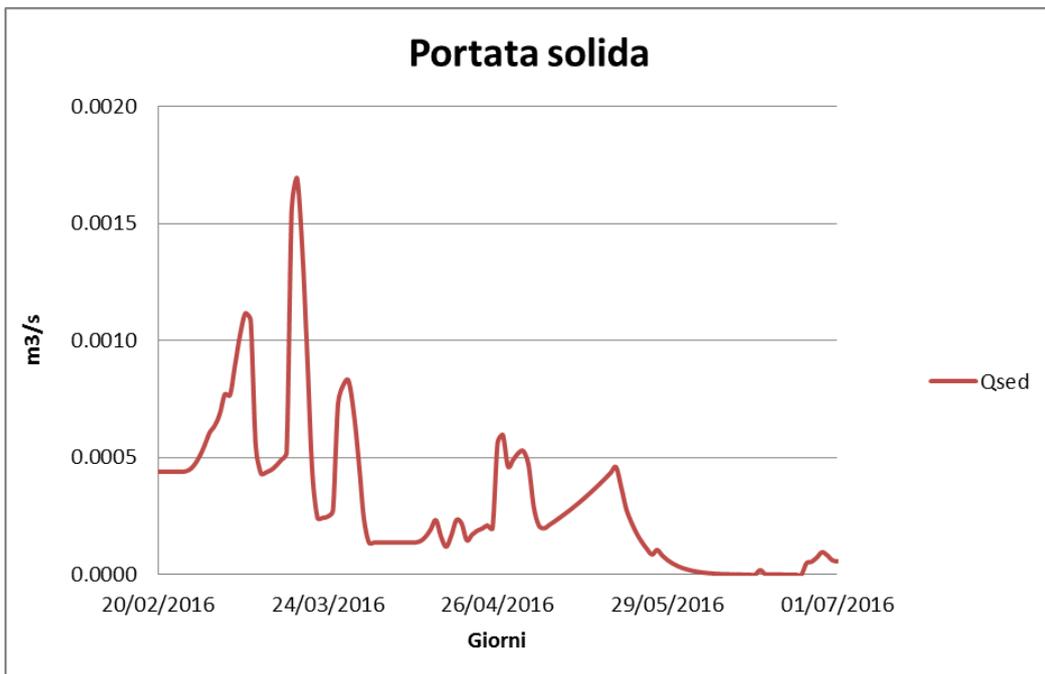


Figura 2.21 - Portata solida alla sezione di chiusura del bacino

I sedimenti così calcolati sono composti sia da particelle contaminante che da particelle provenienti da altre parti del bacino non interessate dall'evento, in quanto la sezione di chiusura selezionata si trova a valle della confluenza del Rio Gualaxo di Norte, interessato

dallo sversamento di fanghi, nel Rio do Carmo. Identificando i due bacini come in Figura 2.22, è possibile valutare quale sia il contributo specifico di entrambe le componenti, ripetendo l'analisi idrologica illustrata nei capitoli precedenti in modo da avere l'andamento temporale del deflusso superficiale.

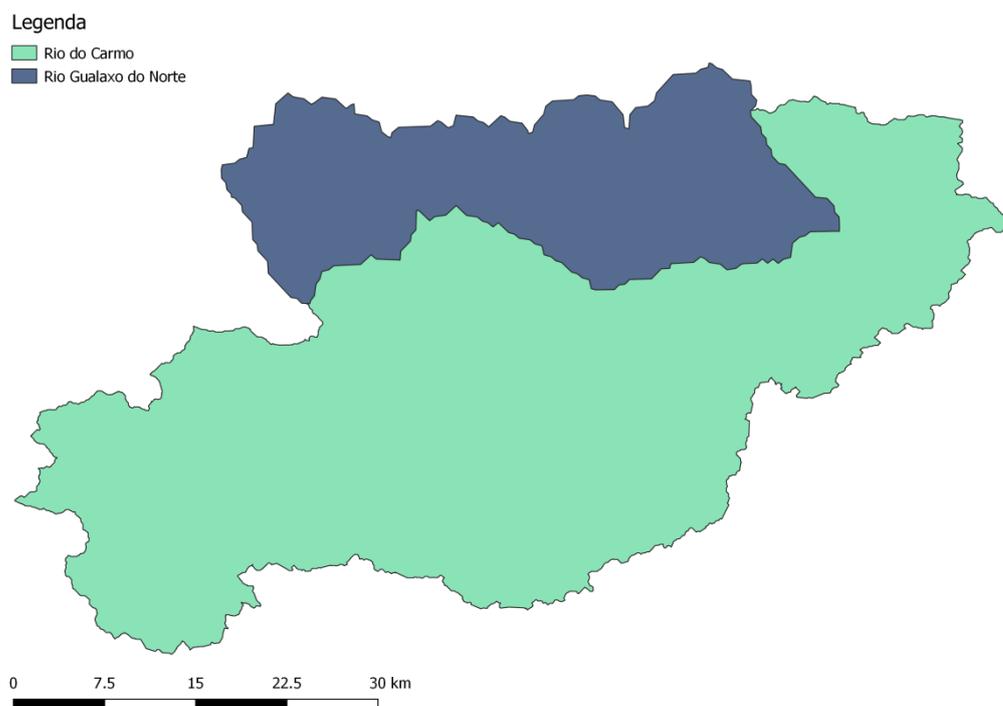


Figura 2.22 - Bacini modellati

Inoltre per meglio caratterizzare le differenze tra i due bacini sono stati diversificati i valori di d_{50} , stimati per il bacino del Rio do Carmo a partire da mappe ISRIC, mentre per il bacino del Rio Gualaxo do Norte si è assunto che il sedimento rilasciato abbia ricoperto quello già presente, formando così uno strato molto più facilmente erodibile, essendo il suo diametro decisamente inferiore (CPRM-Serviço Geológico Do Brasil, 2015). Con i parametri mostrati in Tabella 2.9 si è potuto valutare il contributo di ogni bacino e quindi anche stimare la percentuale di sedimenti contaminati alla sezione di chiusura del bacino completo, come si può notare in Figura 2.23, con una media del 64% per il bacino contaminato e del 42% per quello del Rio Carmo, mostrando quindi un errore medio del 6%.

Tabella 2.9 - Parametri del modello di trasporto solido dei due bacini

<i>Parametri bacino GdN</i>		<i>Parametri bacino C</i>	
Pendenza	0.2398	Pendenza	0.2465
Area	578.152271	Area	1885.4174

B	10	B	10
n	0.128	n	0.128
Re	71	Re	71
w	0.000092	w	0.000092
d50	0.000018	d50	0.00049
ro_sed	2.54925	ro_sed	2.54925

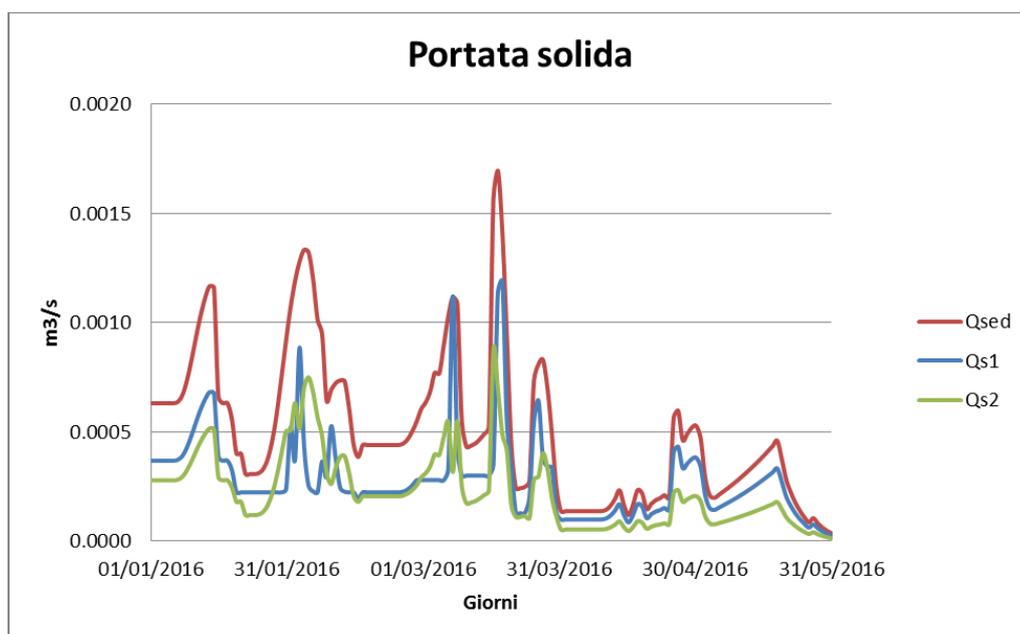


Figura 2.23 - Contributi dei bacini alla portata solida complessiva

Questo andamento è giustificato dalla differenza del diametro dei sedimenti, in quanto un diametro piccolo implica un sedimento più facilmente trasportabile, come si può notare dalla Figura 2.24 in cui è mostrata l'analisi di sensitività dei risultati al variare di questo parametro. A valle di questa analisi speditiva ci si pone il problema di un'analisi spaziale più accurata, per poter valutare nel miglior modo possibile i tempi di esaurimento dello strato di terreno contaminato. Pertanto nel capitolo successivo verranno presentate le procedure di calcolo ed i risultati ottenuti per l'analisi spaziale del trasporto solido.

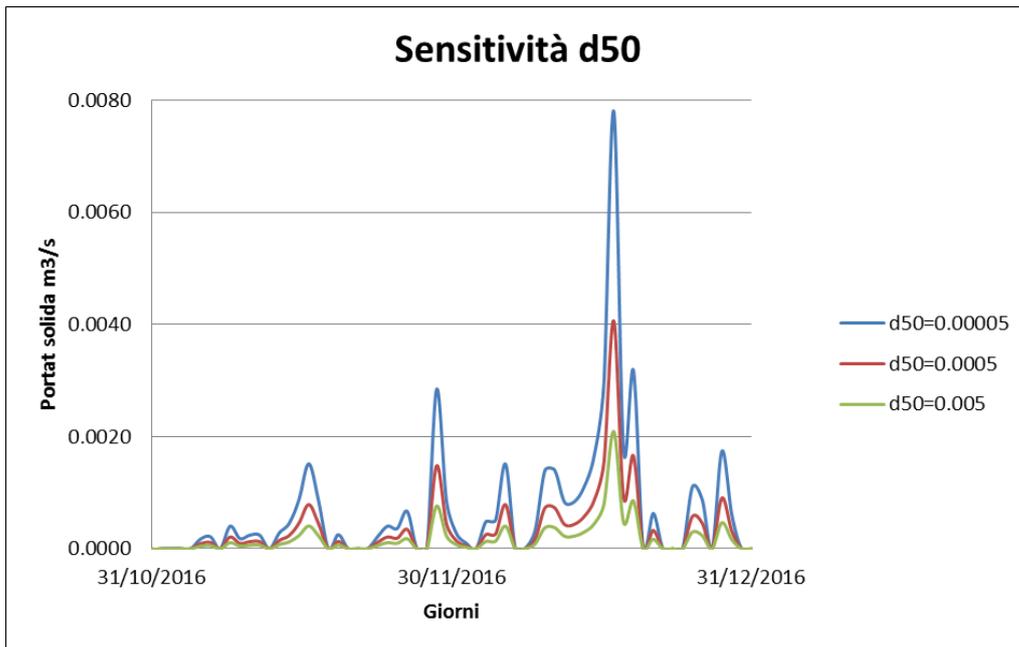


Figura 2.24 - Analisi di sensitività del diametro dei sedimenti

2.9 Analisi dei risultati

Per valutare il tempo di esaurimento del sedimento contaminato, che è depositato lungo le sponde fluviali, si ricorre come detto ad una versione più rigorosa del modello utilizzato in precedenza, valutando il consumo medio dello spessore del sedimento in modo distribuito e confrontandolo con i rilevamenti effettuati dal Ministero dell'Ambiente (Ibama, 2016b). Essi mostrano la grande portata dell'evento verificatosi, in quanto molti punti presentano uno spessore di sedimento maggiore di 50 centimetri (Figura 2.25). In particolare sono state individuate tre diverse portate rappresentative dell'andamento annuale del 2016, per poter valutare la distribuzione temporale del trasporto solido, evidenziando le zone più critiche e valutandone la media annuale in modo distribuito, per potersi confrontare in tal modo con i dati rilevati in Figura 2.25. Considerando l'andamento del deflusso (Figura 2.26) sono state selezionate le portate di $5.32 \text{ m}^3/\text{s}$, $0.21 \text{ m}^3/\text{s}$ e di $13.00 \text{ m}^3/\text{s}$, calcolate come medie di tre diversi periodi di pari lunghezza che coprono l'intero anno 2016, le quali sono state distribuite sul bacino grazie alla flow accumulation, per cui la celle più a monte presentano una quantità di deflusso minore rispetto a quelle più a valle. In tal modo è possibile calcolare in la distribuzione spaziale del trasporto solido, come mostrato in Figura 2.27, da cui si evince che, com'era ragionevole aspettarsi, le zone caratterizzate da una portata solida maggiore sono quelle appartenenti all'alveo del fiume e dei suoi affluenti, con una tendenza crescente verso valle.

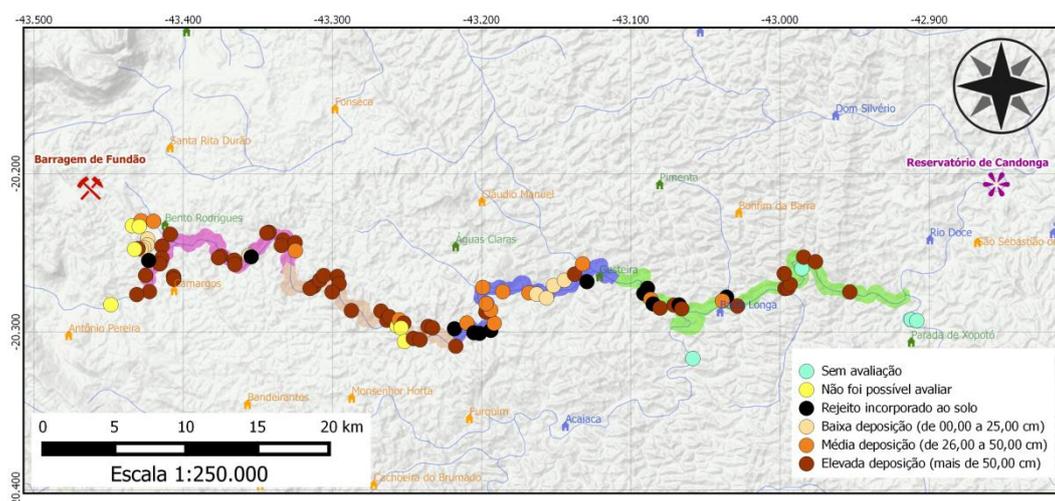


Figura 2.25 - Spessore del sedimento (IBAMA, 2016b)

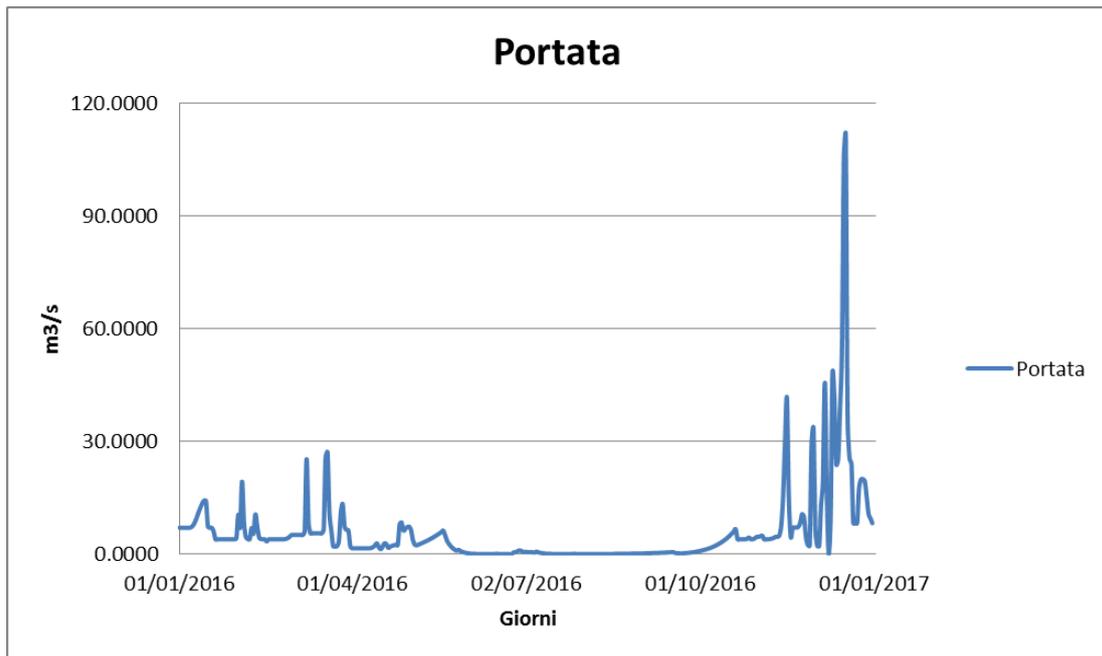


Figura 2.26 - Portata liquida [m³/s]

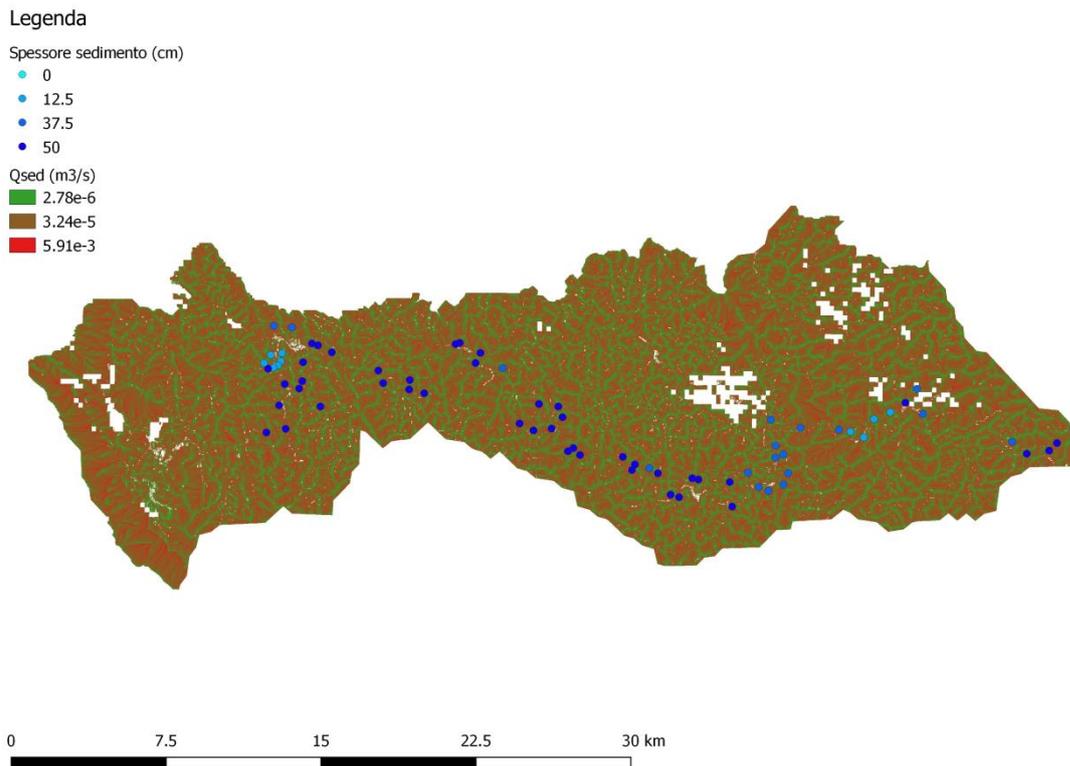


Figura 2.27 - Distribuzione spaziale del trasporto solido

Con la media dei risultati delle tre diverse portate si è ottenuta la stima degli anni di esaurimento del sedimento depositato, mostrato in Tabella 2.10, dove si può notare come il tempo calcolato sia davvero considerevole, con un media di circa 500 anni. La stima così fatta non ha assolutamente la pretesa di essere un'accurata valutazione del fenomeno, ma solamente di fornire la base su cui stabilire lo studio del successivo capitolo sugli impatti dell'evento in termini di sicurezza alimentare. È altresì evidente come il fenomeno erosivo rivesta un ruolo chiave nella gestione futura di questo territorio, ed ogni pianificazione futura non potrà prescindere da questo.

Tabella 2.10 - Stima del tempo di esaurimento nei punti campionati

<i>Punto</i>	<i>W°</i>	<i>S°</i>	<i>Qs [mm/anno]</i>	<i>Spessore [cm]</i>	<i>Anni</i>
ITS01	43°26'01"	20°14'15"	2.424	50	206
ITS02	43°25'41"	20°13'46"	3.283	50	152
ITS03	43°25'27"	20°14'29"	2.119	50	236
ITS04	43°25'46"	20°14'32"	7.819	50	64
ITS05	43°25'29"	20°14'42"	0.373	NULL	NULL
ITS06	43°25'34"	20°14'49"	1.758	50	284
ITS07	43°25'41"	20°14'52"	1.229	50	407
ITS08	43°25'50"	20°14'54"	1.878	50	266
ITS09	43°25'57"	20°14'45"	1.836	50	272
ITS10	43°25'11"	20°13'48"	0.397	50	1259
ITS11	43°24'52"	20°14'43"	0.613	50	816
ITS12	43°24'53"	20°15'13"	2.191	50	228
ITS13	43°24'58"	20°15'25"	1.416	50	353
ITS14	43°25'22"	20°15'18"	1.975	50	253
ITS15	43°25'31"	20°15'52"	4.283	50	117
ITS16	43°25'20"	20°16'29"	4.256	50	117
ITS17	43°25'52"	20°16'35"	1.403	50	356
ITS18	43°26'57"	20°16'59"	0.730	50	685
ITS19	43°24'24"	20°15'54"	0.560	37.5	670
ITS20	43°24'28"	20°14'17"	0.707	50	707
ITS21	43°24'38"	20°14'14"	0.541	50	924
ITS22	43°24'05"	20°14'28"	1.763	50	284

ITG06	43°22'48"	20°14'57"	0.641	50	780
ITG07	43°22'40"	20°15'17"	1.174	50	426
ITG08	43°21'56"	20°15'12"	0.785	50	637
ITG09	43°21'57"	20°15'27"	1.746	50	286
ITG10	43°21'32"	20°15'33"	0.546	50	916
ITG13	43°20'33"	20°14'13"	0.847	50	590
ITG14	43°20'40"	20°14'15"	1.279	50	391
ITG15	43°19'59"	20°14'29"	1.075	50	465
ITG16	43°20'07"	20°14'45"	4.308	50	116
ITG18	43°19'22"	20°14'53"	0.363	NULL	NULL
ITG19	43°18'54"	20°16'21"	1.124	37.5	334
ITG20	43°18'31"	20°16'32"	0.498	50	1005
ITG21	43°18'22"	20°15'50"	0.465	NULL	NULL
ITG22	43°17'50"	20°15'54"	0.671	NULL	NULL
ITG23	43°17'43"	20°16'11"	0.717	50	697
ITG24	43°18'01"	20°16'29"	0.916	50	546
ITG25	43°17'34"	20°17'05"	0.784	50	638
ITG26	43°17'25"	20°17'00"	0.561	50	892
ITG27	43°17'14"	20°17'11"	0.697	50	717
ITG28	43°16'03"	20°17'14"	0.644	50	777
ITG29	43°15'48"	20°17'35"	1.123	37.5	334
ITG30	43°15'43"	20°17'26"	0.230	37.5	1631
ITG31	43°15'24"	20°17'47"	0.394	37.5	952
ITG32	43°15'19"	20°17'32"	0.778	37.5	482
ITG33	43°15'05"	20°17'40"	0.829	37.5	452
ITG34	43°15'11"	20°17'51"	0.263	37.5	1426
ITG35	43°15'07"	20°18'22"	0.283	37.5	1325
ITG36	43°14'44"	20°18'14"	5.479	37.5	68
ITG37	43°14'30"	20°18'18"	0.704	37.5	532
ITG38	43°14'08"	20°17'48"	0.955	37.5	393
ITG39	43°13'58"	20°17'50"	0.683	37.5	549
ITG40	43°13'02"	20°18'33"	0.949	12.5	132

ITG41	43°13'06"	20°17'54"	0.320	12.5	391
ITG42	43°12'36"	20°17'39"	0.399	12.5	313
ITG43	43°12'18"	20°18'02"	0.076	12.5	1637
ITG44	43°12'02"	20°18'08"	1.161	50	431
ITG45	43°11'37"	20°17'58"	0.373	37.5	1005
ITG46	43°11'29"	20°17'40"	0.301	37.5	1247
ITG47	43°11'50"	20°17'15"	14.957	NULL	NULL
ITG48	43°11'37"	20°17'10"	0.539	NULL	NULL
ITG49	43°11'50"	20°16'56"	0.273	37.5	1372
ITG50	43°11'58"	20°16'15"	0.590	NULL	NULL
ITG51	43°11'09"	20°16'28"	0.555	50	900
ITG52	43°10'05"	20°16'31"	0.898	50	557
ITG53	43°09'46"	20°16'34"	1.046	50	478
ITG54	43°09'24"	20°16'43"	1.755	0	0
ITG55	43°09'07"	20°16'14"	0.645	37.5	582
ITG56	43°08'40"	30°16'03"	0.946	50	528
ITG57	43°08'15"	20°15'48"	0.573	50	873
ITG58	43°07'46"	20°16'06"	0.466	50	1073
ITG59	43°07'56"	20°15'26"	NULL	50	NULL
ITG60	43°05'20"	20°16'21"	2.037	50	245
ITG61	43°05'33"	20°16'33"	1.475	50	339
ITG62	43°05'18"	20°16'50"	0.568	50	880
ITG63	43°05'10"	20°17'02"	0.264	0	0
ITG64	43°04'54"	20°17'09"	0.148	0	0
ITG65	43°04'17"	20°17'04"	0.457	NULL	NULL
ITG66	43°04'04"	20°16'52"	1.280	37.5	293

In ultima istanza sono riportati gli andamenti spaziali dell'erosione di sedimento (Figura 2.28), dove si può notare che vi è una zona di grande consumo nella parte sinistra che fortunatamente si trova a monte del bacino di Fundao, ma più a valle vi è una seconda zona critica, che contiene il sedimento contaminato. Inoltre è evidente come il consumo del suolo nelle zone limitrofe ai corsi d'acqua sia particolarmente rilevante, esse rappresentano dunque le zone in cui concentrare gli interventi di contenimento erosivo.

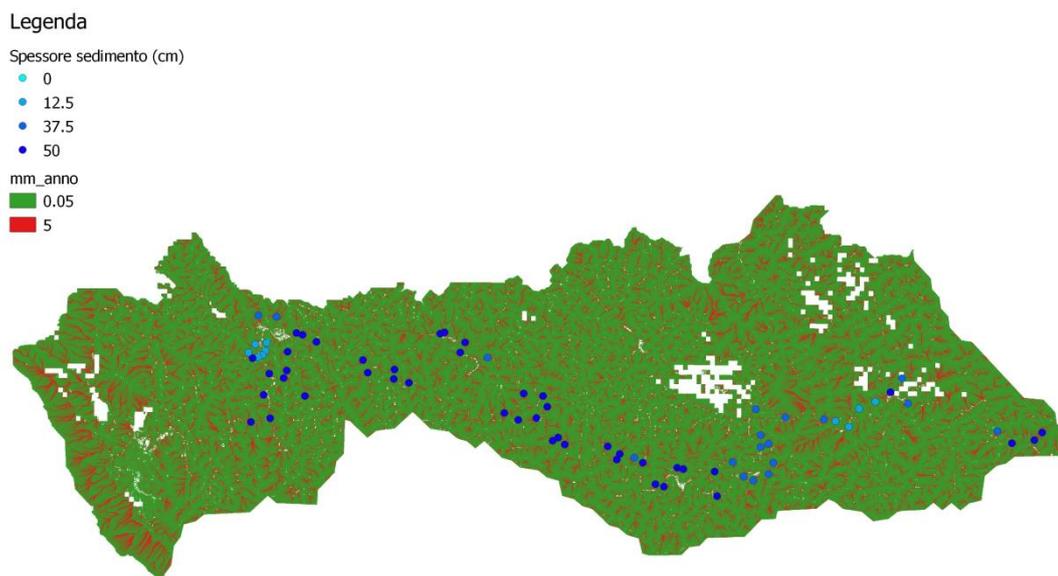
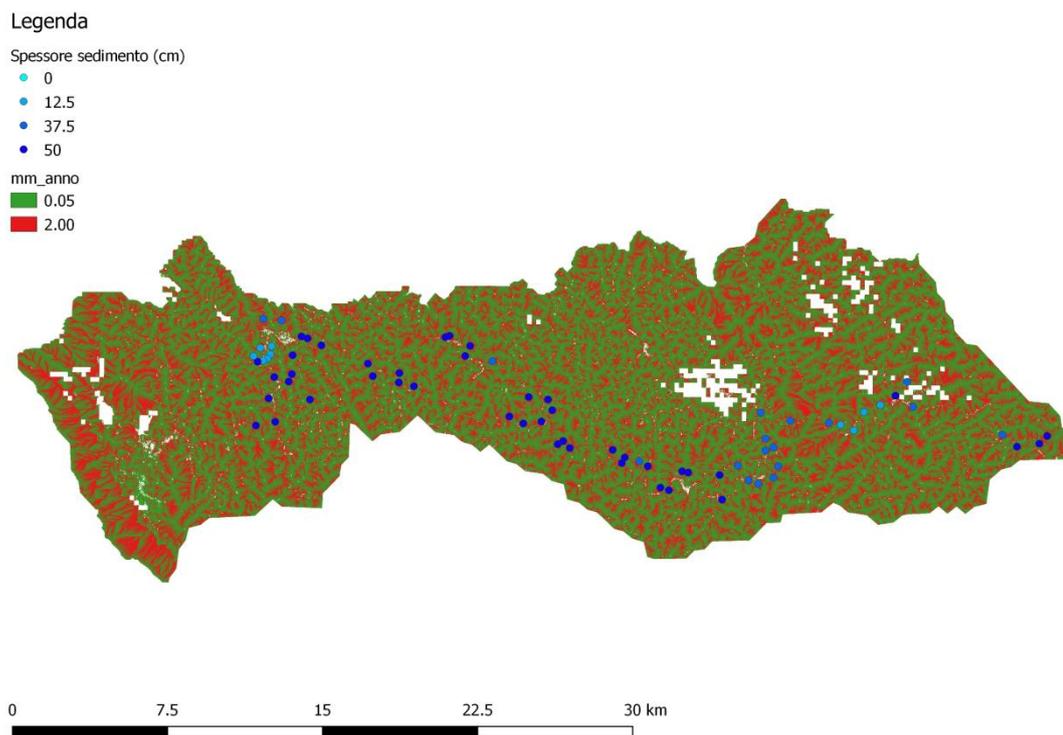


Figura 2.28 - Stima dell'erosione del sedimento contaminato

CAPITOLO 3

ANALISI DELLA SICUREZZA

ALIMENTARE

In questo capitolo ci si propone di analizzare in modo dettagliato l'evento e tutte le sue conseguenze, in modo tale da poter procedere all'analisi degli impatti sulla popolazione locale, dal punto di vista della Food and Water security. Pertanto si procederà con la descrizione dell'area interessata, seguendo la linea temporale del passaggio dell'onda di piena e dei successivi provvedimenti adottati e si concluderà con la spiegazione delle ripercussioni subite dall'ambiente e dalla popolazione.

3.1 Contesto ambientale, economico e sociale

Il bacino del Rio Doce si trova per la quasi totalità immerso nel bioma brasiliano denominato Mata Atlantica, e per circa il 2% della sua area nel bioma chiamato Cerrado. La Mata Atlantica è caratterizzata da una grande copertura forestale, che ospita ecosistemi con una delle più elevate biodiversità del pianeta, ed è considerato uno dei biomi più importanti e minacciati al mondo; il Cerrado invece è un ambiente in cui circa l'85% del terreno è coperto da vegetazione tipica della savana, con diversi gradi di densità, con clima tipicamente tropicale: anch'esso presenta diverse specie endemiche ed è altamente minacciato (CBH-Doce, 2010). Il fatto che la maggior parte del sistema forestale sia occupato contemporaneamente dalla popolazione e dalle attività umane ha portato ad una diminuzione negli anni di copertura forestale e ad una grande alterazione del bioma originario; per tale motivo in tutto il Brasile, ed anche all'interno del bacino del Rio Doce, sono state istituite molte aree prioritarie di conservazione, per proteggere le specie in via di

estinzione, rare ed endemiche, poiché la conservazione dei loro habitat salvaguarda anche le altre specie e contribuisce alla conservazione degli ecosistemi.

Le aree di conservazione (Figura 3.1) sono state individuate e classificate, a seconda della loro priorità, in:

1. importanza biologica speciale - aree con presenza di specie limitate all'area e/o all'ambiente/i unico/i;
2. importanza biologica estrema - aree ricche di specie endemiche, minacciate o rare e/o di particolari fenomeni biologici;
3. importanza biologica altissima - aree mediamente ricche di specie endemiche, minacciate o rare e/o che rappresentano residui di vegetazione estesi, altamente minacciati o altamente conservati;
4. importanza biologica alta - aree con elevata ricchezza di specie in generale, presenza di specie rare o minacciate e/o che rappresentano residui di vegetazione significativi o con un alto grado di connettività;
5. importanza biologica potenziale - aree che non sono ben note ma di probabile importanza biologica e quindi di priorità per la ricerca scientifica.

All'interno di queste aree, sono individuate a loro volta delle Unità di Conservazione e Protezione Integrale (Figura 3.1), mentre nelle restanti aree sono presenti anche le attività umane (Tabella 3.2).

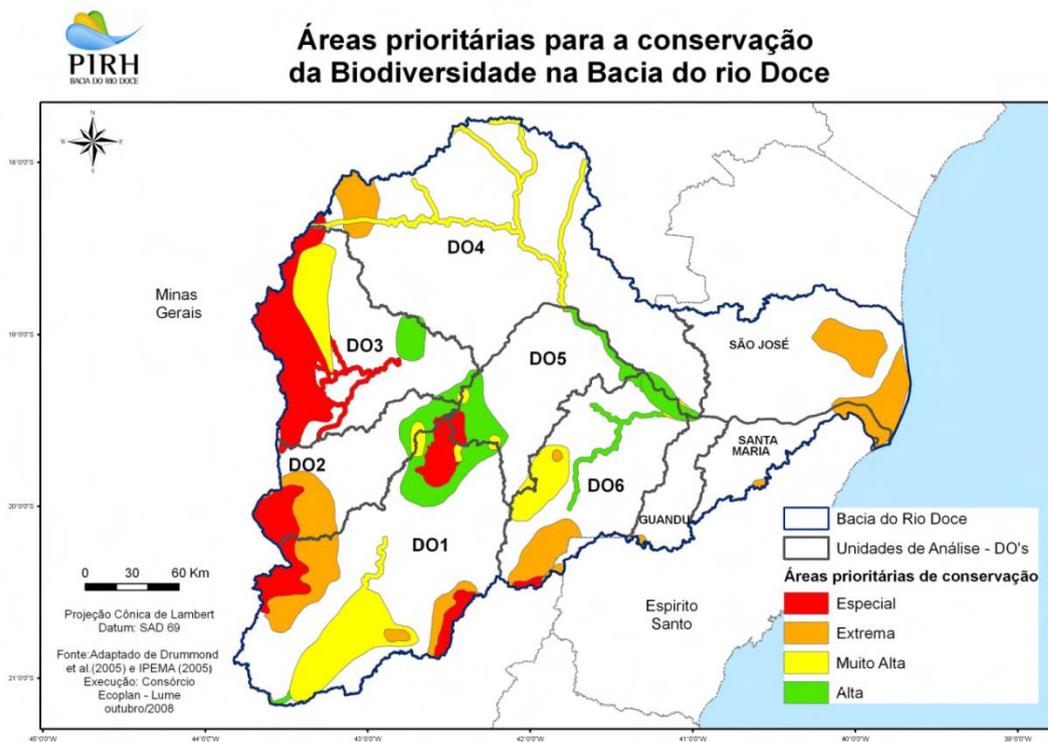


Figura 3.1 - Aree prioritarie di conservazione (CBH-Doce, 2010)

Tabella 3.1 - Aree di protezione e UCPI (CBH-Doce, 2010)

CATEGORIA	AREA TOTALE	AREA U.C.P.I.	%
Speciale	655158 ha	63194.04 ha	9.65
Estrema	694243 ha	31524.66 ha	4.45
Altissima	707517 ha	1250.1 ha	0.18
Alta	394322 ha	13359.87 ha	3.39

Tabella 3.2 - Percentuali di destinazioni delle aree di protezione (CBH-Doce, 2010)

[%]	Foreste	Rifugi vegetativi	Altre formazioni naturali	Agricoltura	Altri usi umani
Speciale	39.02	13.23	11.60	31.93	4.22
Estrema	39.47	1.21	8.20	46.93	4.18
Altissima	33.65	0.33	0.32	63.12	2.57
Alta	22.31	0.22	0.23	65.67	11.56

Si evidenziano quindi le aree più critiche da questo punto di vista, che corrispondono ad ovest alle aree sorgive del Rio Doce e dei suoi principali affluenti, e ad est dalla zona della foce nell'oceano Atlantico.

L'economia della regione è fortemente basata sulle attività industriali di produzione di cellulosa, e di lavorazione dell'acciaio, ma un ruolo altrettanto significativo è rivestito dalla lavorazione di prodotti alimentari, caffè in modo particolare, e soprattutto dall'estrazione di minerali. È interessante notare come lo stato di Minas Gerais abbia il terzo miglior Prodotto Interno Lordo fra tutti gli stati brasiliani (CBH-Doce, 2010), a sottolineatura dell'importanza economica che riveste questo bacino. In questo contesto economico l'agricoltura e l'allevamento ricoprono un ruolo più marginale, ma non certo meno importante, in quanto esse rappresentano per buona parte della popolazione una fondamentale forma di alimentazione. I prodotti coltivati in questo bacino, ad esclusione del caffè, ed anche quelli derivanti dall'allevamento non vengono esportati (Figura 3.2), e dunque vengono consumati dalla popolazione locale, unitamente ai prodotti ittici provenienti dai pescatori locali. Pertanto sarà fondamentale nelle analisi seguenti tenere debitamente conto di tutte queste considerazioni. In questo contesto economico si trovano da un lato grosse aziende multinazionali che sfruttano il territorio con attività estrattive e di lavorazione dei materiali e dall'altro piccole imprese rurali di agricoltura ed allevamento che lavorano spesso nelle stesse aree. Pertanto è inevitabile che, in casi come quello oggetto di studio, che si trova in uno stato, il Brasile, da sempre caratterizzato da una grande disuguaglianza sociale, le due realtà entrino in conflitto e ad averne la peggio è quella più povera. Lo stato del Minas Gerais non fa eccezione da questo punto di vista, con un'incidenza della povertà media (IBGE, 2003) del 26.6%, ma che può toccare nelle municipalità colpite dall'evento anche picchi del

43.37% (Figura 3.3), essendo il bacino del Rio Doce situato nella parte sud-orientale dello stato.

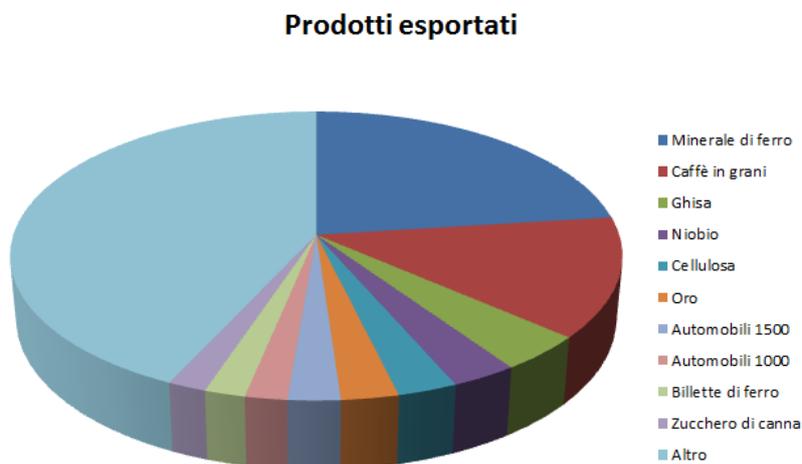


Figura 3.2 - Prodotti esportati, Minas Gerais 2006 (CBH-Doce, 2010)

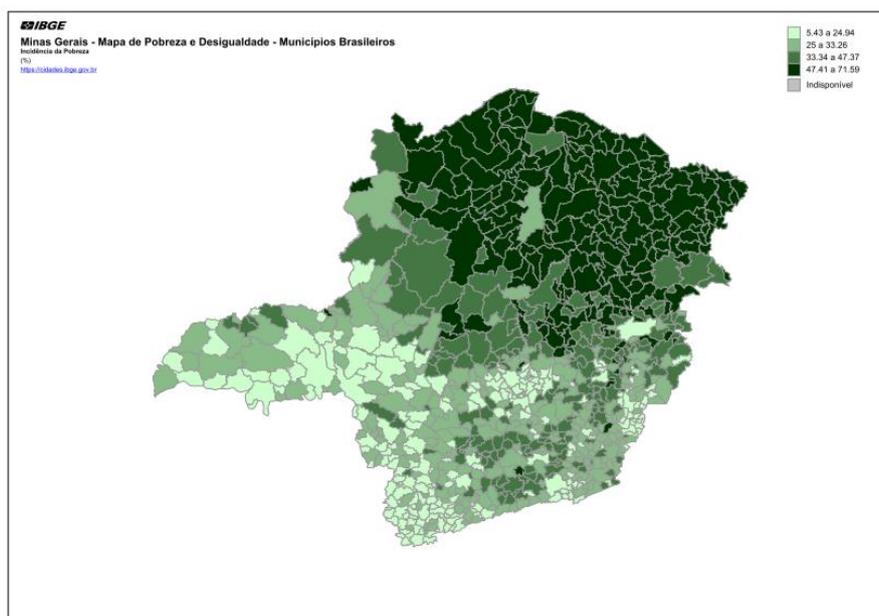


Figura 3.3 - Incidenza della povertà (IBGE, 2003)

Inoltre lungo il corso del fiume si trova anche una comunità indigena, la cui presenza risale a diversi secoli fa, ma che si è qui stabilita e riunita, e tutte le loro pratiche culturali ruotano intorno al Rio Doce: la produzione di cibo dall'agricoltura è sufficiente per il proprio sostentamento, e non esiste la commercializzazione del surplus prodotto con l'ambiente circostante. Sebbene l'acqua per il consumo potabile sia quasi completamente raccolta dall'affluente Rio Eme, i Krenak mantengono una relazione di dipendenza totale con il Rio

Doce espressa attraverso la pesca, praticata quotidianamente, ed i rituali religiosi, in cui il fiume, Watu nella lingua indigena, è la fonte della vita e la base vivente delle credenze di questo popolo. In questo senso, l'impatto di questo disastro è al di sopra di questioni prettamente economiche, influenzando direttamente l'essenza dell'esistenza dell'intero popolo Krenak (Dadalto *et al.*, 2016).

Essendo in uno stato con economia basata prevalentemente su industria ed estrazione mineraria, il bacino del Rio Doce è caratterizzato da popolazione prevalentemente urbana, con una popolazione rurale che è in decrescita (CBH-Doce, 2010), da circa 1 milione del 1980 a meno di 700000 nel 2007, nonostante la popolazione totale sia in aumento. La previsione di crescita della popolazione urbana stima che il numero di abitanti urbani supererà i 3 milioni nel 2025, a partire dagli attuali 2.8 milioni. Pertanto è evidente come negli ultimi 30 anni il bacino abbia subito un accelerato processo di urbanizzazione, che ha portato ad un uso antropico del suolo pari al 3% del totale; da questo punto di vista le attività agricole e di allevamento rivestono ancora un ruolo chiave (Tabella 3.3).

Tabella 3.3 - Uso del suolo (CBH-Doce, 2010)

<i>USO DEL SUOLO</i>	
Aree agricole	64%
Foreste	27%
Altre formazioni naturali	4%
Uso antropico	3%
Rimboschimento	2%

Gli impatti causati dal passaggio dei fanghi sono molteplici e riguardano diversi aspetti sociali, economici ed ambientali. Sempre nella relazione tecnica preliminare (de Oliveira *et al.*, 2015) essi sono stati, a seguito di indagini sul campo, catalogati ed elencati come segue:

1. decessi di lavoratori della compagnia e residenti delle comunità colpite;
2. sfollamento della popolazione;
3. devastazione delle località e conseguente disintegrazione dei legami sociali della comunità;
4. distruzione di strutture pubbliche e private (edifici, ponti, strade, ecc.);
5. distruzione di aree agricole e pascoli con perdite di entrate economiche;
6. interruzione della produzione di energia elettrica da parte delle centrali idroelettriche interessate (Candongá, Aimorés e Mascarenhas);
7. distruzione delle aree di conservazione permanente e della vegetazione nativa della Mata Atlantica;
8. alta mortalità della biodiversità acquatica e fauna terrestre;
9. interruzione dell'approvvigionamento idrico;
10. interruzione della pesca per un periodo indefinito;
11. interruzione del turismo;
12. perdita e frammentazione degli habitat;
13. restrizione o indebolimento dei servizi ecosistemici;
14. alterazione degli standard di qualità dell'acqua dolce, salmastra e salata;
15. sensazione di pericolo e impotenza nella popolazione.

Si rende necessario dunque, per il raggiungimento dell'obiettivo che si pone il presente lavoro, discernere fra questi, gli impatti che hanno dirette conseguenze sul sistema di Water and Food Security dell'area, non sottovalutando gli impatti che si possono originare in modo indiretto. A titolo esemplificativo, appare chiaro che l'interruzione a tempo indeterminato della pesca ha un impatto diretto in termini di Food Security, così come altri punti, ma è importante notare che anche l'alterazione degli standard di qualità delle acque hanno impatti, seppur indiretti sulla Food Security. Infatti se l'acqua utilizzata per l'irrigazione delle colture o per abbeveramento degli animali, dovesse in seguito all'evento subire una contaminazione da agenti inquinanti, allora la contaminazione si trasferirebbe alle colture o al bestiame. Appare quindi chiaro che gli effetti di natura indiretta rischiano di essere molto pericolosi se trascurati, avendo probabilmente conseguenze pari, se non maggiori, degli effetti immediati e diretti. Allora ogni singolo punto va analizzato in modo accurato, in modo da valutare successivamente un elenco di impatti che sia il più possibile completo, ma privo di quegli impatti che non sono interessanti dal punto di vista della Water and Food Security.

I rifiuti contenuti nel bacino di Fundão sono classificati dalla relazione tecnica preliminare come “non pericolosi e non inerti per ferro e manganese”, ma da una relazione del Ministero dell’Ambiente (Masumoto *et al.*, 2016) condotta a gennaio 2016 nei pressi della foce del Rio Doce, si può evincere che, avendo riscontrato in alcuni punti la presenza di metalli pesanti e di cromo in particolare, si rendono necessarie indagini più approfondite per valutare se vi sia una diretta corrispondenza tra queste misurazioni ed i fanghi rilasciati dal bacino. Questi sospetti vengono confermati nella successiva relazione del marzo 2016, in cui vengono osservati valori fuori norma di alluminio, cianuro, ferro, fosforo, manganese, mercurio, piombo, oltre che al già citato cromo (Figura 3.5). Tra le raccomandazioni della relazione compare quindi la creazione di una rete di monitoraggio da realizzare in collaborazione con l’azienda Samarco, responsabile della gestione del bacino di Fundão.

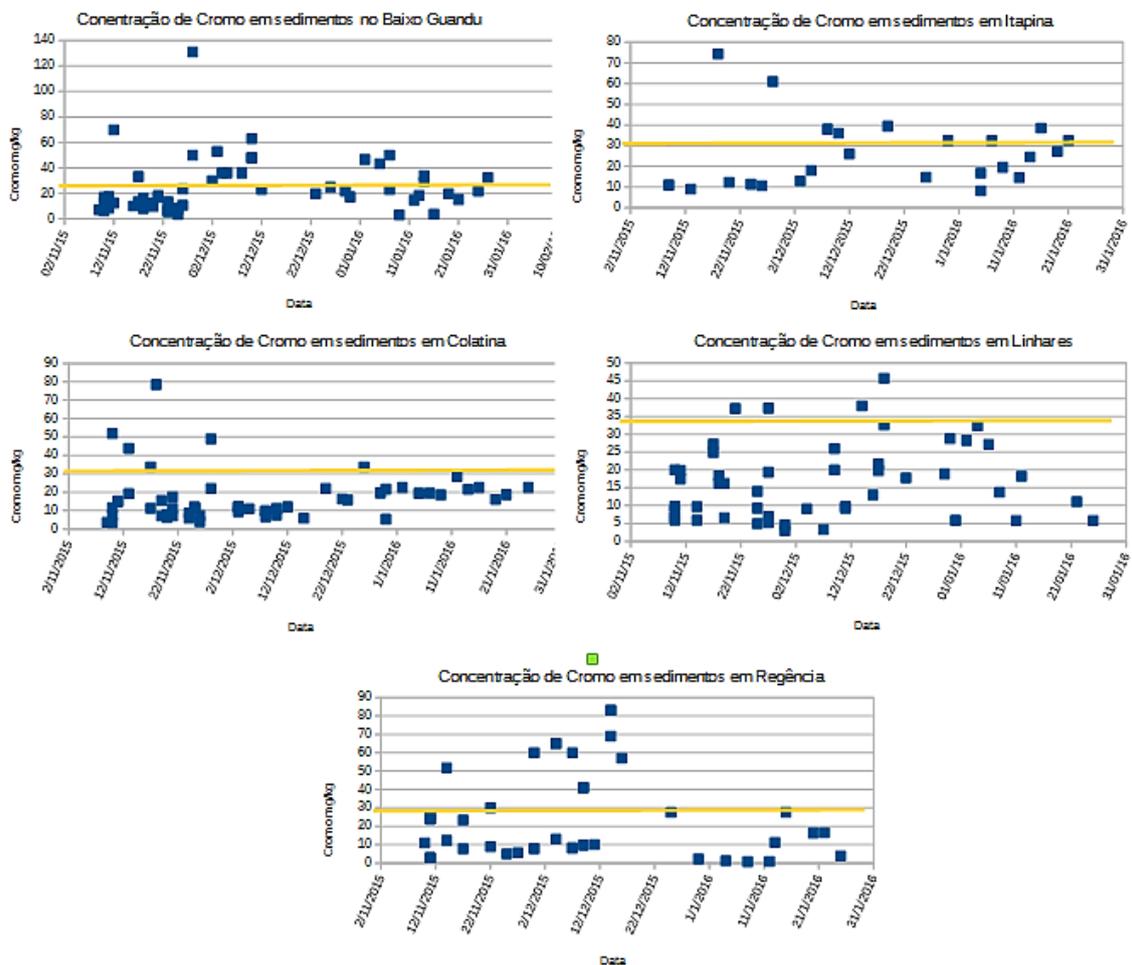


Figura 3.5 - Concentrazione di cromo lungo il Rio Doce (Masumoto *et al.*, 2016)

Queste, unitamente ad altre relazioni e considerazioni, hanno portato alla definizione di un Contratto di Regolazione, TAC, sottoscritto dagli stati di Minas Gerais ed Espírito Santo con la società mineraria Samarco e le sue controllanti, Vale e BHP Billiton. Il contratto

prevede il pagamento dei danni causati dal disastro, quantificati in 4.4 miliardi di Reais, circa 1 miliardo di Euro, ed in più l'investimento di 1.6 miliardi di Reais all'anno sino al 2031 per il ripristino ed il recupero delle zone degradate, per un totale di circa 20 miliardi di Reais (quasi 5 miliardi di Euro). Ma i soldi dovuti dalle aziende responsabili potranno essere anche superiori, in relazione a nuovi studi realizzati, che dovranno essere approvati dal Ministero o da qualsiasi altro ente ambientale federale. In questo senso si è mosso l'Ibama (Istituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), attraverso un'operazione, denominata "Operazione Águas", che ha l'obiettivo di eseguire una diagnosi completa delle aree colpite e seguire sistematicamente le attività di recupero sviluppate dall'azienda Samarco, suddivisa in tre fasi. La prima fase, Hélios, si pone lo scopo di eseguire una diagnosi dei danni ambientali e degli interventi effettuati nel periodo che va da maggio a luglio 2016, nel tratto fluviale compreso tra la diga di Fundão e la centrale idroelettrica di Risoleta Neves (Candongá). Al termine dell'operazione sono stati elaborati i risultati, con alcune considerazioni molto preoccupanti circa il sedimento depositato che saranno riprese in modo dettagliato nel seguito del presente lavoro, e trasmesse a Samarco alcune raccomandazioni da attuare entro l'inizio di settembre 2016. La seconda fase, Argos, si occupa di verificare, nel periodo finale di settembre 2016, le azioni correttive intraprese, valutandone il funzionamento e la conformità. Il fattore che più preoccupa gli analisti, e che riveste un ruolo cardine nella vicenda, è l'erosione del sedimento depositato che, con la stagione delle piogge alle porte viene trasportato per l'intero corso del Rio Doce. La fase Argos comprende tre diverse tappe, che hanno documentato l'inadeguatezza degli interventi compiuti per il contenimento dell'erosione, avendo osservato che la maggior parte delle raccomandazioni formulate non sono state soddisfatte nella maggior parte delle zone ispezionate. La conseguenza di queste mancanze è stata chiaramente visibile, dal momento che il 92% dei punti esaminati presenta processi erosivi (de Carvalho *et al.*, 2017). La terza fase, Olhos D'Água, mira al monitoraggio delle azioni di recupero di 5000 sorgenti, definite dal Comitato del bacino idrografico del Rio Doce, in modo congiunto al recupero delle Aree di Conservazione Permanente. Il problema dunque riguarda una vasta area, che abbraccia diverse tematiche ambientali, economiche e sociali, ed è tutt'oggi in costante evoluzione.

3.3 Water and food security negli eventi idrologici estremi

Il concetto di sicurezza esprime l'assenza di minacce e l'abilità di una società di mantenere la propria identità indipendente e la propria integrità contro le forzanti di cambiamento (Buzan, 1991). Questo concetto generico, racchiude diversi aspetti, quale la sicurezza sociale, la sicurezza economica e, non meno importante, la sicurezza ambientale. Si può allora affermare che gli eventi idrologici estremi intaccano tutte queste dimensioni, come si evince dagli impatti elencati nel precedente capitolo 3.2, e pertanto le risorse idriche sono da considerarsi come elementi fondamentali per la sicurezza della società. La sicurezza alimentare in particolare ha una dipendenza molto stretta con la gestione e l'uso delle risorse idriche, dovendo esse soddisfare la domanda di acqua per la produzione agricola e per l'allevamento, e supportando l'industria ittica. Nel momento in cui questo legame viene intaccato, potrebbero sorgere delle criticità che andrebbero a minare l'intero sistema sociale. Da qui nasce la necessità di realizzare una metodologia di analisi che permetta di valutare l'impatto di un evento estremo, come quello precedentemente descritto, e fornire strumenti che possano permettere di adottare le misure necessarie. Gli studi presenti in letteratura in materia di sicurezza alimentare permettono di analizzare l'impatto di un evento idrologico estremo, nel breve periodo attraverso strumenti quali la Water Footprint o la Food Balance Sheet. Il concetto che sta alla base di entrambi è la necessità di trovare un indicatore che accomuni prodotti alimentari diversi, per poterli sommare e confrontare: nel primo caso è il volume d'acqua necessaria per la produzione, mentre nel secondo caso le calorie fornite dal prodotto finale.

Lo studio delle calorie perse attraverso l'energia specifica di ogni coltura, facilmente reperibile in letteratura per diversi prodotti alimentari, ne permette il confronto con i requisiti energetici umani, nella definizione inglese HER, Human Energy Requirements, che rappresenta (FAO, 2001a) *“la quantità di energia necessaria per equilibrare il dispendio energetico al fine di mantenere le dimensioni corporee, la composizione corporea e il livello di attività fisica necessaria e desiderabile e per consentire una crescita e uno sviluppo ottimali dei bambini, deposizione di tessuti durante la gravidanza e secrezione di latte durante allattamento, coerente con una buona salute a lungo termine”*. Per un uomo adulto è mediamente di circa 3000 kcal/giorno, ma il minimo al di sotto del quale un uomo soffre di malnutrizione è stabilito in 1800 kcal/giorno. A partire da queste definizioni vengono prodotte, per ciascuno stato, le Food Balance Sheet, ovvero tabelle che descrivono un quadro completo del sistema di fornitura alimentare di un paese durante un periodo di riferimento specifico (FAO, 2001b). In particolare, per lo studio di un evento idrologico estremo, è

importante determinare un valore per capita di perdite caloriche, in modo che esso possa essere confrontato con la domanda della popolazione, derivata dagli HER (Tabella 3.4), e conseguentemente di stimare la sicurezza alimentare che ne deriva.

Tabella 3.4 - Food Balance Sheet Brasile, 2013 (FAOSTAT)

Food Balance Sheet Brasile		
Totale	3,262	kcal/capita/day
Vegetale	2,544	kcal/capita/day
Animale	718	kcal/capita/day

Un altro indicatore utile è, come già accennato in precedenza, la Water Footprint, ovvero l'impronta idrica di un prodotto, che rappresenta la quantità totale di acqua, esterna e interna, che è necessaria per produrlo. Si può definire come indicatore multidimensionale, in quanto esso mostra tre diversi volumi di consumo di acqua (Hoekstra *et al.*, 2011), definiti da tre diversi colori; tutti i componenti della Water Footprint sono specifici sia geograficamente che temporalmente. La Blue Water Footprint si riferisce al consumo di risorse idriche di corpi idrici superficiali e/o sotterranei, lungo l'intera catena di produzione di un bene. Il termine consumo si riferisce alla perdita fisica dell'acqua dal bacino idrografico, attraverso la sua evaporazione o la sua restituzione in bacini e/o con tempi differenti o tramite incorporazione all'interno del prodotto, e viene calcolata tramite la somma di queste tre componenti.

$$WF_{\text{Blue}} = E_B + LR + I_B \quad (3.1)$$

L'unità di misura della Water Footprint, se associata ad un processo lavorativo, è volume d'acqua per unità di tempo, ma può espressa anche in termini di volume d'acqua per unità di prodotto semplicemente dividendo per la precedente per la quantità di prodotto derivante dal processo. La Green Water Footprint è invece legata al consumo di risorse idriche meteoriche, intese come quelle che non formano runoff superficiale e non ricaricano le falde acquifere, ma sono temporaneamente stoccati nel suolo o presenti sopra di esso o sulla vegetazione, per poi evaporare o essere assorbite dalle piante. La Green Water Footprint è quindi il volume di acqua piovana consumata durante il processo di produzione, che rappresenta un contributo particolarmente significativo per i prodotti agricoli, dove gioca un ruolo determinante l'evapotraspirazione.

$$WF_{\text{Green}} = E_G + I_G \quad (3.2)$$

Vi è una terza impronta, detta Grey Water Footprint, che è definita come il volume di acqua dolce necessario per assimilare il carico di inquinanti derivati dalla produzione del bene, in base alle concentrazioni di fondo naturali e agli standard di qualità dell'acqua esistenti. In altre parole esso rappresenta il volume d'acqua necessario a rendere innocue le concentrazioni di inquinanti che derivano dal processo produttivo.

$$WF_{\text{Grey}} = \frac{L}{L_{\text{crit}}} \cdot R \quad (3.3)$$

Dove L rappresenta il carico di inquinante in massa per unità di tempo, mentre L_{crit} è il carico critico, dato dalla differenza tra la massima concentrazione accettabile e quella naturale del corpo d'acqua ricevente. Per come è definita, la Grey Water Footprint non è il volume d'acqua inquinato, perché potrebbe essere minore, pari o superiore al volume d'acqua totale contenuto nel corpo idrico e nella falda acquifera, pertanto essa è piuttosto un indicatore della gravità dell'inquinamento idrico, espressa in termini di volume di acqua dolce necessario per assimilare il carico esistente di inquinanti. Si ha in questo modo una valutazione dell'intera catena produttiva, compresi gli effetti indiretti.

In letteratura sono presenti diverse stime dell'impronta idrica di svariati prodotti agricoli e, analogamente alla valutazione calorica l'obiettivo è di confrontare la domanda di volume idrico per capita con il volume d'acqua perso nell'evento. Sebbene l'idea di fondo sia la stessa per entrambi gli indicatori è comunque utile analizzarli entrambi, in quanto hanno una concezione teorica diversa. Se le calorie indicano effettivamente il contenuto energetico assimilabile dalla popolazione, la Water Footprint indica il consumo di un sistema di produzione agricolo in termini di domanda di acqua, pertanto l'uso combinato di entrambi permette di analizzare ed identificare le criticità del sistema di produzione (Pacetti, *et al.*, 2016). Anche se un'analisi del genere esula dai propositi del presente lavoro, è comunque interessante osservare che se la perdita calorica percentuale fosse maggiore di quella in termini di volume d'acqua si potrebbe pensare di riorganizzare il sistema agricolo in modo da allocare le colture a maggior contenuto calorico il più lontano possibile dalle aree a rischio, mentre nel caso contrario si potrebbe migliorare la gestione delle risorse idriche e, specialmente nelle aree più colpite ridurre le perdite di Blue Water Footprint.

3.4 Analisi degli impatti

Al fine di analizzare in modo esaustivo l'evento, ma allo stesso tempo di rendere la stessa analisi agevole e lineare, è necessario estrapolare dalla lista di impatti elencata nel precedente capitolo 3.2 i principali fattori chiave dal punto di vista della Water and Food Security. Il “filtro” da utilizzare per queste considerazioni è ben espresso dalla definizione stessa di Water and Food Security, e dai suoi quattro pilastri (FAO, 2009), citati nel capitolo 1.1. Se si ha quindi sicurezza alimentare quando tutte le persone, in qualsiasi momento, hanno accesso fisico, sociale ed economico a cibo sufficiente, sicuro e nutriente per soddisfare i loro bisogni dietetici e le loro preferenze alimentari per una vita attiva e sana, allora la perdita di uno o più pilastri costituisce condizione sufficiente per la definizione di “insicurezza alimentare”. La verifica della sussistenza di un pilastro è un'operazione che in alcuni casi può risultare difficoltosa, soprattutto per la mancanza di dati e di documentazione esaustiva a riguardo, che porta necessariamente alla formulazione di ipotesi che inevitabilmente non descrivono in modo esatto e completo la realtà studiata, ma senza le quali sarebbe impossibile proseguire nello studio. Pertanto si è fatto riferimento ad altri studi di valutazione di Food Security in seguito ad esondazioni, seguendone le metodologie proposte, ove possibile.

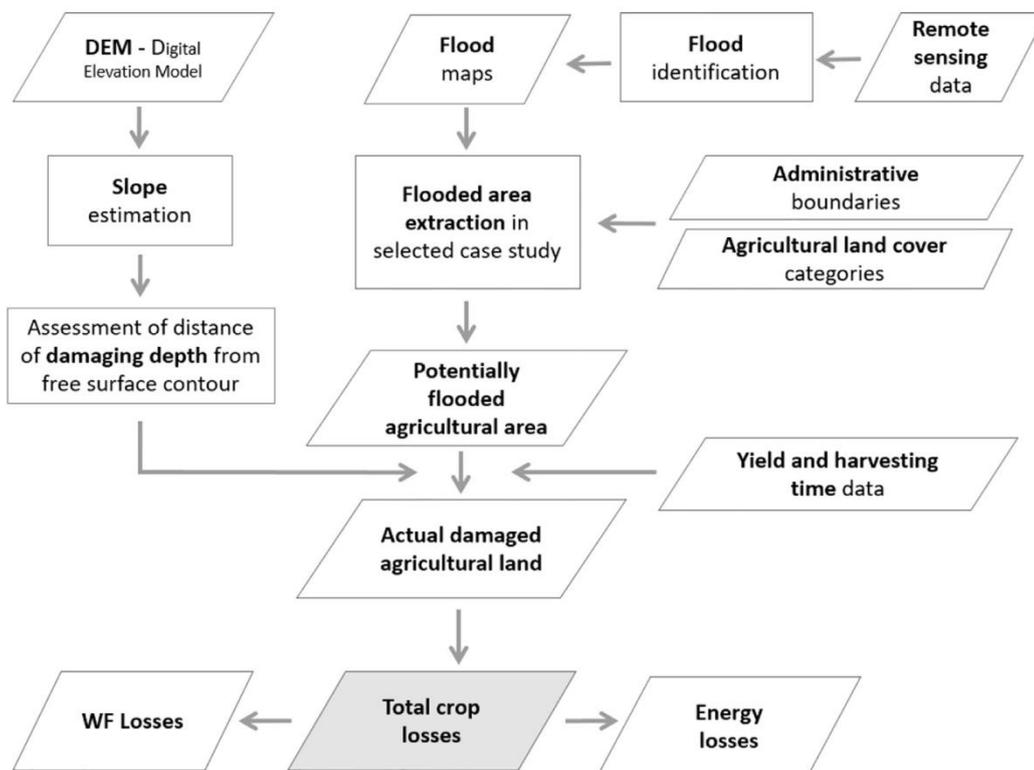


Figura 3.6 - Schema di stima delle perdite agricole (Pacetti *et al.*, 2017)

Dal punto di vista della disponibilità di cibo un'esondazione provoca la perdita temporanea della disponibilità del cibo prodotto nell'area colpita. Seguendo dunque l'approccio proposto in Pacetti *et al.*, 2016, l'impatto dell'inondazione è dato dall'intersezione di dati satellitari e mappe di uso del suolo, elaborati in ambito GIS secondo lo schema illustrato in Figura 3.6. Il reperimento dei dati richiesti è sicuramente uno degli aspetti più critici del procedimento.

Nel caso in esame si può osservare, sia dalle immagini satellitari (Figura 3.7) che dalle indagini in situ (IBAMA, 2016b), che il tratto di fiume a valle del Bacino di Fundão, sino ad arrivare al Rio do Carmo è stato interessato dall'inondazione con sversamento di fanghi oltre le sponde fluviali, andando a formare uno strato, che in molti casi supera i 50 cm di spessore (IBAMA, 2016b), ricoprente i campi coltivati e i terreni destinati a pascolo del bestiame. Appare chiaro ed evidente che il pilastro della disponibilità è pesantemente intaccato in queste aree, ed è quindi necessario studiare ed analizzare le colture presenti nella zona. I dati disponibili fanno parte degli archivi redatti dall'Istituto di Ricerca Economica Applicata (IPEA) brasiliano, una fondazione pubblica federale collegata al Ministero di Pianificazione, Gestione e Bilancio. Essi mostrano le limitazioni già citate in precedenza, in quanto sono aggiornati all'anno 2010, ma hanno il pregio di essere redatti a livello di municipalità, permettendo così, unitamente ad una mappa di uso del suolo, un livello di dettaglio dell'analisi abbastanza buono. In mancanza di documentazione più recente si deve necessariamente ipotizzare che le produzioni agricole siano rimaste simili all'anno 2010, ma da ciò deriva certamente un primo grado di approssimazione. Vi è inoltre un secondo grande vantaggio: essendo già note le produzioni agricole l'analisi si riduce ad uno studio dell'area agricola interessata dall'esondazione, in modo da compararla con l'area agricola che ha originato le produzioni note, introducendo così una differenza sostanziale con lo schema proposto in Figura 3.6. Attraverso la comparazione delle due aree è possibile formulare ipotesi sul livello di danno subito dalle colture, in quanto se le due aree risultano simili, si può dire che con buona approssimazione il danno è pari all'intera produzione agricola, mentre se l'area inondata è maggiore dell'area agricola allora dovranno essere considerate nell'analisi anche le municipalità limitrofe. Viceversa si avrebbe perdita solo di una parte della produzione agricola, ipotizzandola ridotta di un fattore pari al rapporto tra le due aree. Va ulteriormente verificata, per ogni coltura, la fase di crescita in atto al verificarsi dell'evento, poiché anch'essa influisce sulla valutazione del danno causato. Infatti se le piante dovessero essere state distrutte in fase di semina o di crescita allora la perdita causata è pari all'intera produzione potenziale, mentre se l'evento si dovesse essere verificato a raccolto già ultimato non ci sarebbe nessun danno per l'annualità considerata, ma gli effetti dello sversamento di fanghi si concretizzerebbero solo sull'annualità successiva, nel caso in cui il deposito impedisse la riuscita dei lavori agricoli necessari.

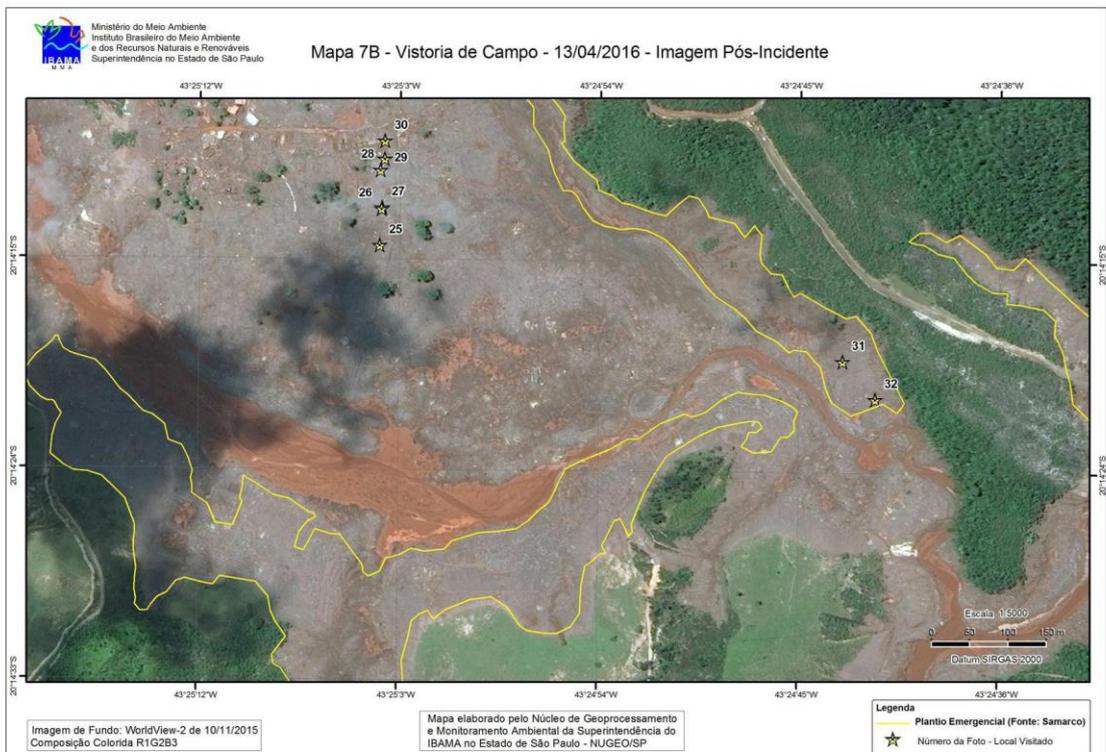
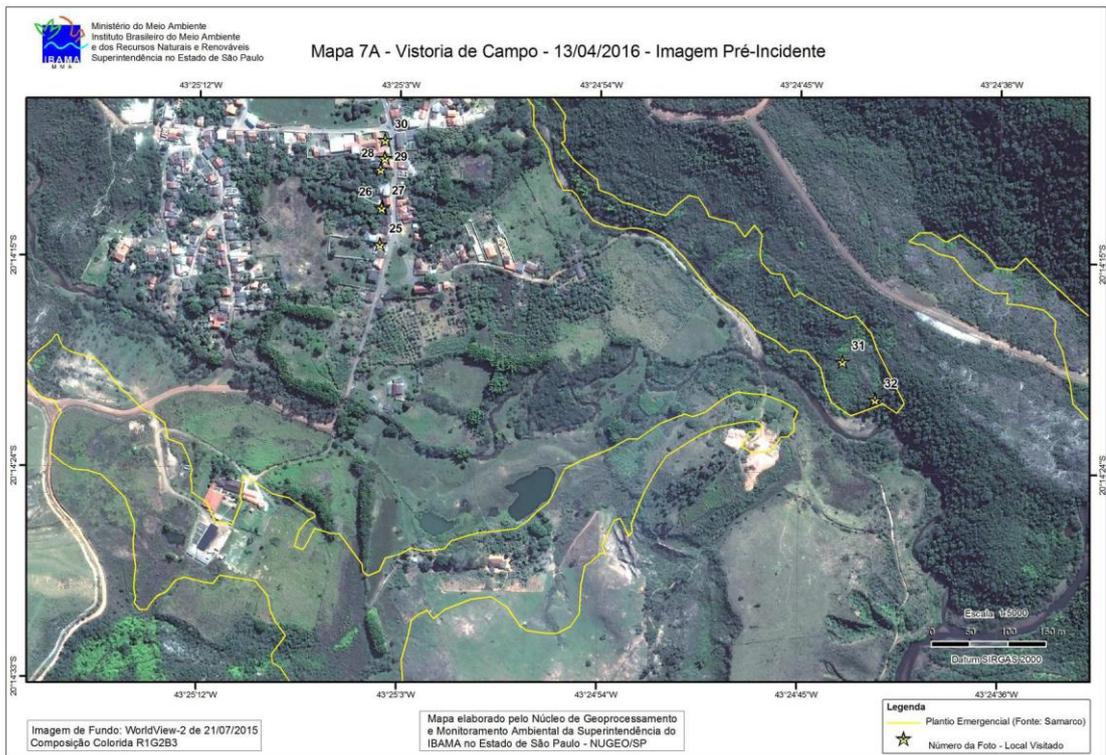


Figura 3.7 - Imagens satelitares pre e post evento (IBAMA, 2016a)

Nella medesima area, viene intaccato anche il sistema di allevamento del bestiame, essendo basato principalmente non su allevamenti intensivi ma su pascoli liberi frequentati da diverse mandrie di animali che, come i terreni agricoli sono stati sommersi dai fanghi di detrito, e dunque risultano inutilizzabili per il foraggiamento. Vi sono però elementi di grande incertezza, perché sebbene sia evidente che molte aree risultino inutilizzabili si potrebbe presumere che le mandrie vengano spostate verso terreni non interessati dall'evento, limitando in questo modo il danno subito, ma dare supporto a queste ipotesi richiederebbe un'analisi troppo dettagliata, e forse non realizzabile. Basandosi unicamente sulle informazioni disponibili è possibile affermare che a causa dell'evento sono morti circa un migliaio di capi di bestiame (de Oliveira *et al.*, 2015) e che durante la fase Helios (IBAMA, 2016b), a luglio 2016, nel 50% dei punti studiati sono stati trovati indizi della presenza di animali da pascolo, percentuale salita al 70% nell'ottobre 2016 (IBAMA, 2016c), ovvero esattamente dopo un anno dall'evento. Considerando tutto ciò si può affermare che senza dubbio questo settore ha subito un impatto significativo, di difficile valutazione, che però deve tener senza dubbio conto del fatto che i terreni tornati ad essere riutilizzati non presentano più le caratteristiche pre-evento. Infatti il deposito dei fanghi non è stato rimosso o messo in sicurezza nella quasi totalità dei punti esaminati (IBAMA, 2016b), e dunque i capi di bestiame che, passandoci, ingeriscono l'erba che vi è nata sono altamente esposti al rischio di contaminazione dei metalli presenti e già citati all'interno del capitolo 3.2, nella misura in cui essi presentano problematiche per la salute umana. La letteratura scientifica è ricchissima di studi sulla contaminazione da metalli pesanti e sui meccanismi di trasferimento dai sedimenti, alle falde acquifere e agli organismi viventi, con preoccupanti fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione (Gray, 2002), ovvero dei processi in cui le sostanze inquinanti vengono trasferite nella catena trofica e vi si accumulano in tutti i livelli nel primo caso, oppure sono presenti in concentrazioni sempre più elevate da un livello a quello superiore nel secondo caso. I fenomeni più famosi sono stati osservati negli ecosistemi acquatici, con sostanze quali il mercurio o il DDT. In particolare i metalli rilevati all'interno dei sedimenti depositati (Masumoto *et al.*, 2016), già elencati in precedenza, possono causare in caso di contaminazione diverse patologie, come alterazioni della funzionalità della tiroide e del sistema nervoso centrale nel caso del cianuro, o danni irreversibili a cervello, fegato e reni dati dal mercurio, o ancora anemia, aumento della pressione sanguigna, stipsi, coliche, insufficienza renale e ipertensione a causa del piombo, solo per citarne alcuni. Sarebbe molto utile effettuare analisi approfondite sulla contaminazione causata dallo sversamento dei fanghi, ma uno studio di questo tipo esula dagli obiettivi del presente lavoro, per il quale si ritiene che sia sufficiente che il reale e molto probabile rischio di contaminazione sussista, per poter affermare che vi sia un pericolo per la sicurezza alimentare. Questa ipotesi porta a due principali conseguenze. Innanzitutto vi è un rischio di contaminazione per quanto riguarda la fauna ittica dell'intero corso del fiume, sino alla foce,

e in secondo luogo il rischio di contaminazione si estende anche alle colture nella misura in cui la contaminazione ha raggiunto le acque utilizzate per l'irrigazione, che nella maggior parte dei casi corrisponde all'acqua del fiume stesso.

Per quanto riguarda la pesca viene sottolineato (Bacheti, 2018) come, pur essendo stato soppresso il divieto di pesca lungo il corso del fiume, i prodotti ittici non vengano acquistati dalla popolazione proprio a causa del timore di una contaminazione data dai fanghi del bacino; inoltre alla foce nell'Oceano Atlantico il divieto di pesca è tuttora in vigore (Figura 3.8). Questo comporta sicuramente un impatto sulla food security, che deve essere attentamente valutato.

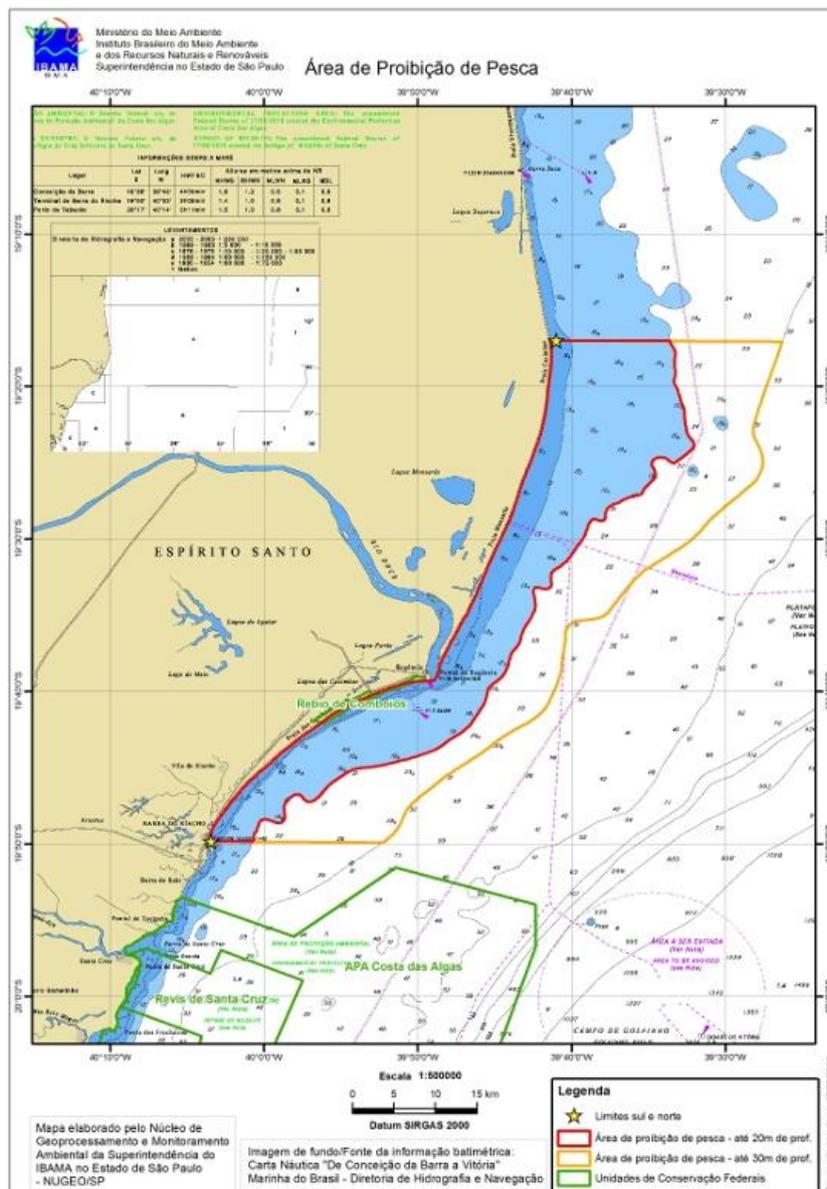


Figura 3.8 - Area vietata alla pesca (IBAMA, 2016a)

Dalle analisi effettuate è emerso che i danni fisici alle colture sono stati riscontrati solo nel primo tratto del fiume, sino alla stazione di Urucânia, posta nell'omonima municipalità, pertanto è ragionevole ipotizzare che a valle di questa stazione il pilastro della disponibilità di cibo non sia stato intaccato dall'evento. Ma per le considerazioni fatte in precedenza circa la contaminazione delle acque, il pilastro interessato sarebbe quello dell'utilizzo, a causa del rischio sulla salubrità di questi prodotti. Questo è senz'altro l'impatto che potrebbe causare i danni più rilevanti, ma che ha anche maggiore incertezza rispetto ai due precedenti, perché risulta complicato stabilire la misura in cui la contaminazione sia dannosa sui prodotti alimentari agricoli, a causa della mancanza di informazione dettagliata circa le acque utilizzate per l'irrigazione: in caso di utilizzo diretto dell'acqua fluviale il rischio si suppone che sia elevato, per i motivi citati in precedenza, mentre nel caso di utilizzo di acqua dalla falda acquifera il rischio è legato al livello di contaminazione raggiunto dalla falda, non noto e in continua evoluzione temporale. Ma anche ipotizzando che il livello di contaminazione sia lo stesso per l'acqua fluviale e per la falda, occorre verificare per ciascuna area agricola se effettivamente l'acqua sia presa dal bacino inquinato o da un sottobacino (Figura 1.3), privo di contaminazione, basandosi sulle analisi più recenti disponibili (CBH-Doce, 2010).

La disponibilità idrica superficiale e sotterranea è un parametro che si mantiene generalmente stabile nel corso del tempo, mentre ciò che cambia è la domanda idrica, che dipende da variabili quali uso del suolo, densità di popolazione o sviluppo regionale. La disponibilità idrica è studiata attraverso tre diversi parametri:

- Portata media a lungo termine (Q_{MLT}), che rappresenta il limite superiore di disponibilità di un corso d'acqua, calcolato come il valore di portata che teoricamente, se fosse applicato in modo costante in un periodo di tempo molto lungo, produrrebbe lo stesso volume della portata variabile del sistema fluviale nello stesso periodo.
- Portata minima di 7 giorni di durata e 10 anni di periodo di ritorno ($Q_{7,10}$), che, essendo un riferimento del regime di siccità, viene utilizzato come indice del limite inferiore di disponibilità.
- Portata minima con il 95% di permanenza nel tempo (Q_{95}), anch'esso un riferimento del regime di siccità del fiume, che indica il valore che viene superato nella curva di permanenza, cioè la distribuzione della frequenza di campionamento della portata, nel 95% del tempo.

Oltre ai sottobacini mostrati in Figura 1.3, sono stati analizzate le unità di pianificazione e gestione delle risorse idriche (Figura 3.9), che forniscono indicazioni incrementalmente sul Rio Doce, man mano che il fiume nel suo corso incontra i diversi sottobacini.

Rio Santo Antonio	10442	12.60%	16.9	6.26	4.48	176.3	65.4	46.7
<i>DO3</i>	270		14.6	5.96	4.67			
Rio Corrente Grande	2480	3.00%	13.8	5.07	3.79	34.1	12.6	9.4
Rio Suaçuí Pequeno	1721	2.10%	10	4.1	3.05	17.2	7.05	5.25
Rio Suaçuí Grande	12432	15.00%	8.32	2.34	1.64	103.4	29.1	20.4
<i>DO4</i>	4928		13.23	5.09	3.91			
Rio Caratinga	3227	3.90%	9.81	2.62	1.81	31.7	8.47	5.83
<i>DO5</i>	2525		14.13	5.66	4.43			
Rio Manhuaçu	8826	10.70%	11.2	3.68	2.61	98.7	32.5	23.1
<i>DO6</i>	202		11.9	4.22	3.13			
Rio Guandu	2125	2.60%	10.4	3.38	2.43	22	7.18	5.16
<i>Guandu</i>	3774		11.5	3.76	2.74			
Rio Santa Joana	906	1.10%	8.74	1.58	0.86	7.91	1.43	0.78
<i>Barra Seca</i>	2178		11.48	3.76	2.74			
Rio Pancas	1180	1.40%	12	1.56	0.83	14.1	1.84	0.98
Rio São José	2366	2.90%	14.2	2.47	1.16	33.7	5.84	2.75
Rio Santa Maria do Doce	3960	-	11.48	3.76		45.5	14.9	-
BACIA do RIO DOCE	82755	100%	11.48	3.76	2.74	950.4	311	226.7

Queste analisi mostrano che il sotto-bacino del Rio Santo Antônio presenta la maggior disponibilità idrica superficiale, circa il 19%, mentre il secondo maggiore bacino in termini di disponibilità idrica, è quello del Rio Piranga, seguito da Suaçuí Grande (10,9%), Piracicaba e dal Rio Manhuaçu. In termini di portata specifica però è il Rio do Carmo, ovvero proprio il sottobacino interessato dall'evento (Figura 3.10).

Vazões específicas médias (qMLT) na Bacia do Rio Doce

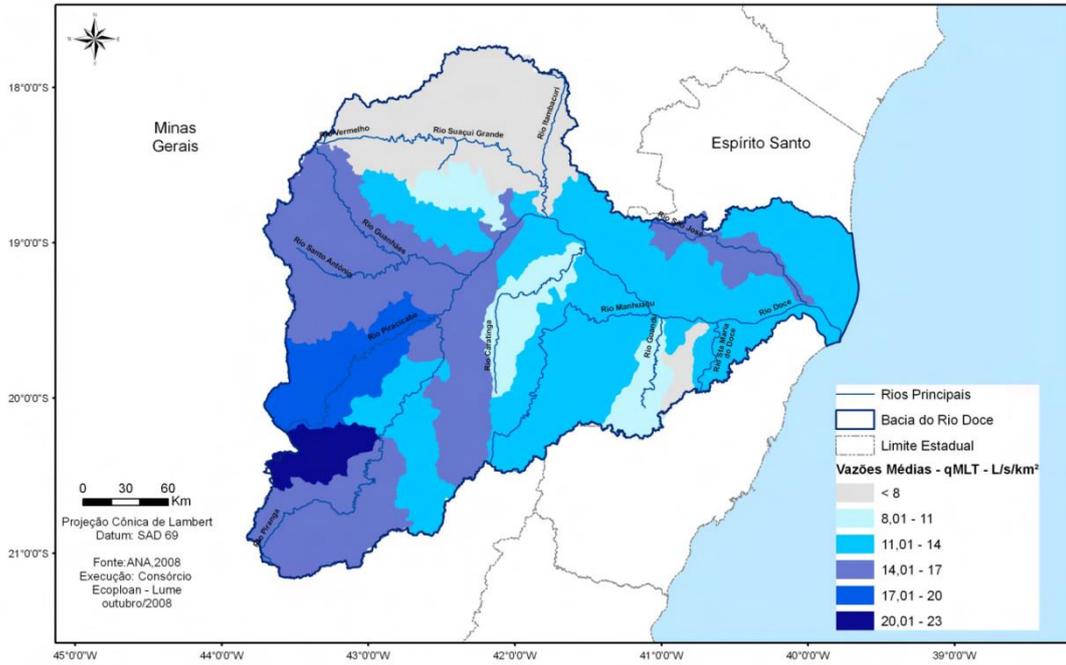


Figura 3.10 - Portata especifica media di lungo termine (CBH-Doce, 2010)

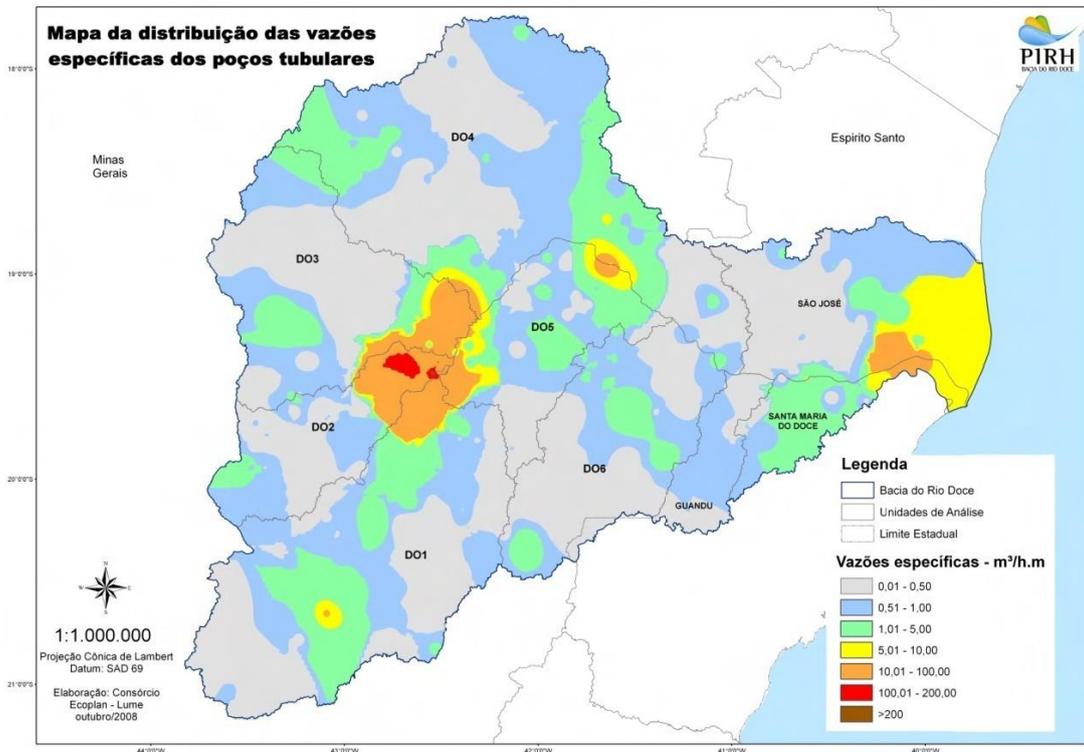


Figura 3.11 - Portata specifica di acque sotterranee (CBH-Doce, 2010)

Analogamente l'analisi delle risorse idriche sotterranee, attraverso i dati statistici di produzione dei pozzi, porta ad una mappa simile alla precedente che mostra le aree più favorevoli alla captazione. Si evidenzia (Figura 3.11) che sono presenti due aree principali di captazione dall'acquifero, con un uso delle acque prevalentemente per approvvigionamento idrico delle aree urbane, e con l'irrigazione che utilizza solo il 15% delle risorse d'acqua sotterranee (CBH-Doce, 2010). Si noti inoltre come lo sfruttamento sia più inteso nelle zone limitrofe al corso d'acqua principale del Rio Doce, seguendone bene il suo andamento, e meno marcato nelle zone dei sottobacini, specialmente quelli più a monte. In conseguenza di ciò risulta ragionevole pensare che l'acqua utilizzata per l'irrigazione sia prevalentemente superficiale nelle regioni più a monte, e anche sotterranea nelle aree più a valle, ma che la falda acquifera delle sia altamente esposta al rischio di contaminazione di metalli pesanti.

In ultima istanza, per meglio determinare le zone a rischio di sicurezza alimentare, va valutata la possibilità di utilizzo di fonti d'acqua alternativa a quella contaminata, attraverso lo studio della domanda idrica. Essa è intesa come *“la quantità d'acqua richiesta per l'esecuzione di una determinata attività, come irrigazione, approvvigionamento umano o animali e uso industriale”*, e rappresenta la quantità di acqua che viene prelevata dalla sorgente. Mentre invece il consumo idrico è *“quella frazione della domanda idrica che viene effettivamente utilizzata nello sviluppo di questa attività, sia per la sua inclusione come materia prima nel processo, sia per perdite come evaporazione e infiltrazione, o anche a causa del degrado dell'acqua in modo tale che un suo uso successivo risulti impossibile”* (CBH-Doce, 2010). La differenza tra domanda e consumo è chiamata ritorno, e rappresenta la parte restante della domanda che ritorna alla fonte, attraverso il sistema di drenaggio e/o sistemi di fognatura sanitari, in condizioni di utilizzo a valle. Lo studio è fatto per tutti i settori, ma per ciò che concerne l'irrigazione si può dire che la domanda di acqua è concentrata principalmente nei sottobacini situati nel medio-basso Rio Doce, ma che quasi la metà dell'acqua utilizzata proviene dal Rio Doce stesso (Tabella 3.6).

Tabella 3.6 - Domanda idrica per irrigazione (CBH-Doce, 2010)

Sotto-bacino	Prelievo [m³/s]
Rio Piranga	0.456
Rio do Carmo	0.0049
Rio Casca	0.332
Rio Matipò	0.11
Rio Piracicaba	0.135
Rio Santo Antonio	0.13
Rio Corrente Grande	0.055
Rio Suaçuí Pequeno	0.091

Rio Suaçuí Grande	0.676
Rio Caratinga	0.69
Rio Manhuaçu	1.215
Rio Guandu	1.247
Rio Santa Joana	0.839
Rio Pancas	0.82
Rio São José	0.509
Rio Santa Maria do Doce	0.695
Incremental Rio Doce	7.093

Questa domanda idrica rappresenta una quota significativa della domanda idrica totale, pari a più del 50%; essa ha maggiore incidenza nelle zone del basso bacino piuttosto che nelle zone più alte, con picchi di 80% nello stato di Espírito santo (CBH-Doce, 2010). In ultima istanza, confrontando la domanda idrica con la disponibilità si possono trovare ed analizzare le criticità presenti nel bacino (Figura 3.12), attraverso un fattore di impegno dato dal rapporto tra domanda e disponibilità.

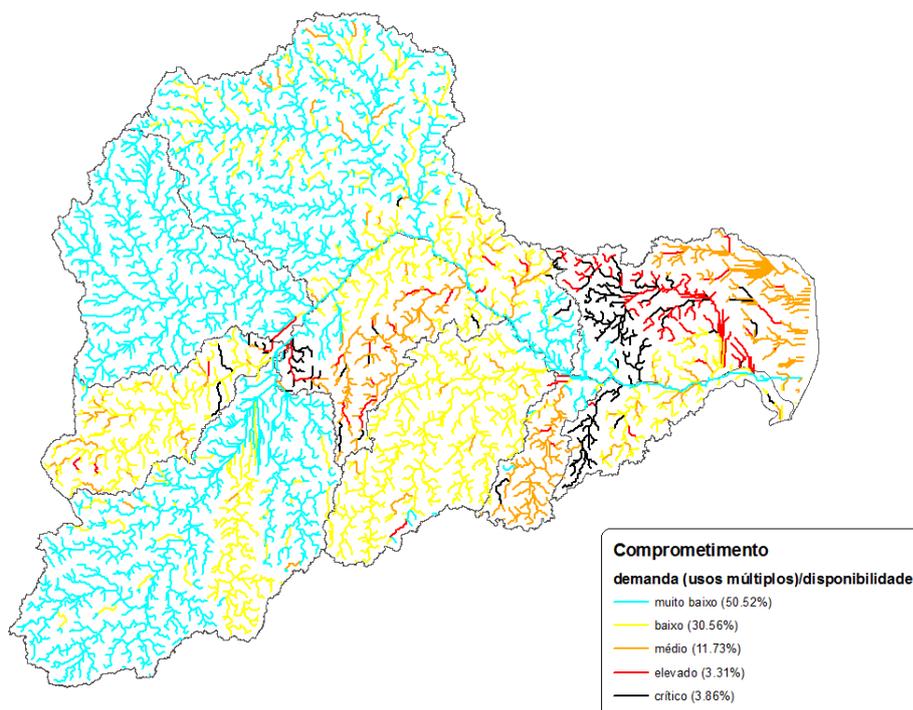


Figura 3.12 - Fattore di impegno (CBH-Doce, 2010)

Si evince come la domanda sia più significativa nei sottobacini del Rio Santa Joana, del Rio Pancas e del Rio São José, dove il fattore di impegno è critico perché la domanda supera la disponibilità.

In conclusione, per tutti i motivi sopra riportati si ipotizza che i terreni coltivati siano irrigati con l'acqua del sottobacino a cui appartengono e si ritiene che il pericolo per la sicurezza alimentare dato dalla contaminazione con metalli pesanti sia ragionevolmente probabile nel sottobacino incrementale Rio Doce, ovvero l'area bianca in Figura 1.3, con particolare gravità nelle zone più a valle in cui il fattore di impegno risulta essere critico, per via della scarsa disponibilità di acqua. Attraverso queste considerazioni la stima del danno risulta avere un procedimento simile a quello descritto per il danno diretto da esondazione, all'inizio del presente capitolo. Non ravvisando ulteriori danni o pericoli per la sicurezza alimentare è possibile ora procedere con la stima concreta dei danni causati dall'evento.

3.5 Stima dei danni

3.5.1 Danno diretto da esondazione

La stima del danno diretto dovuto all'esondazione segue la metodologia proposta in Figura 3.6 (Pacetti *et al.*, 2017), con una differenza però: sono disponibili i dati di produzione agricola in tonnellate per ciascuna municipalità. Questo consente di semplificare lo schema proposto, valutando l'area agricola interessata a partire dalle immagini satellitari, attraverso una mappa di uso del suolo, per confrontarla poi con l'area che origina la produzioni note. Ma prima di questo vanno studiate le colture presenti, soprattutto per quel che riguarda le loro fasi agricole in relazione all'evento considerato. Dai dati prodotti dall'Istituto di Ricerca Economica Applicata (IPEA) emerge che le colture presenti nelle municipalità interessate sono: banane, fagioli, mais, caffè, pomodori e canna da zucchero. Le piante annuali presenti si trovavano in fase di semina alla data dell'evento (Figura 3.13), pertanto si può affermare che l'evento non ha interessato le produzioni agricole dell'anno 2015, ma che invece influirà in modo molto pesante sulle quelle del 2016, in quanto i detriti depositati rendono difficoltosa o impossibile la lavorazione del terreno e quindi la crescita delle piante.

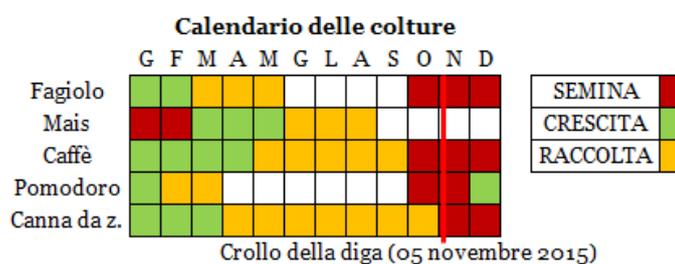


Figura 3.13 - Calendario delle colture

All'interno di quest'area sono stati registrati i decessi di circa un migliaio di capi di bestiame bovino (de Oliveira *et al.*, 2015), che sono stati considerati nella loro totalità e non dunque divisi per municipalità, ma è stato considerato anche il latte che potenzialmente avrebbero potuto produrre nell'anno successivo, facendo riferimento alla produttività media ed al peso medio di un singolo capo. Le analisi che riguardano la determinazione dell'area colpita sono state effettuate in ambiente GIS, ed hanno portato ad osservare un'area agricola interessata pari al 8.7% dell'area agricola totale delle municipalità coinvolte (Tabella 3.7), pertanto, si è ritenuto di operare una riduzione delle produzioni agricole attraverso un fattore dato dal rapporto stesso delle due aree. Questa si tratta certamente di un'approssimazione, ma essendo ignota la distribuzione esatta delle colture nelle aree colpite, sembra essere l'ipotesi che può portare ai risultati più ragionevolmente simili a quella che è la realtà.

Tabella 3.7 - Area colpita per classe di uso del suolo

Area direttamente colpita	
Mosaico agro-forestale	786.20 ha
Foresta naturale	175.81 ha
Silvicoltura	123.53 ha
Totale	1085.54 ha

Le perdite così calcolate sono state convertite in calorie, attraverso il loro contenuto energetico (FAO, 2003), per un totale di più di 8 miliardi di kcal, riferiti all'anno 2016. Questo valore in sé è poco indicativo dell'impatto dell'evento, che deve essere riferito alla popolazione locale, di circa 120 mila persone, e quindi confrontato con la Food Balance Sheet di Tabella 3.4, ma indubbiamente le sole perdite dirette danno una sottostima della magnitudo dell'evento, in quanto mancano le perdite del settore ittico e quelle date dagli effetti indiretti discussi nel capitolo precedente. Un primo confronto è comunque utile per comprendere la dimensione effettiva del problema e stabilire quali siano i contributi specifici dei vari impatti.

Tabella 3.8 - Perdite dirette in termini calorici

<i>Prodotti</i>	<i>Prod. [t]</i>	<i>Perdite [t]</i>	<i>[kcal/g]</i>	<i>Perdite [10⁶kcal]</i>
Latte	25924	235	0.61	145
Bestiame	6596	700	2.72	1904
Banane	1810	157	0.89	140
Fagioli	771	67	3.36	225
Mais	7274	633	3.10	1965
Caffè	107	9	0.50	5
Pomodori	0	0	0.21	0
Canna da z.	110750	1156	3.91	4521

Si hanno dunque (Tabella 3.10) perdite pari a 197 kcal/cap/day, di cui 151 di origine vegetale e 46 animale, che incidono mediamente sulla Food Balance Sheet per circa il 6%, un valore che è senz'altro rilevante, anche se inferiore ad altri casi di studio (Pacetti *et al.*, 2017). Va altresì notato che la zona non presentava problemi di malnutrizione e che l'apporto calorico per capita è al di sopra del HER, anche sottraendo le perdite così calcolate. Pertanto l'impatto sulla sicurezza alimentare dell'evento sarebbe probabilmente stato trascurabile o minimo se si fossero verificati solo i danni diretti.

La stessa analisi è stata realizzata in termini di impronta idrica, assegnando ad ogni alimento i valori di Water Footprint reperiti in letteratura (Mekonnen, Hoekstra, 2011), e confrontati con i valori dell'intero paese (Mekonnen, Hoekstra, 2004).

Tabella 3.9 - Perdite dirette in termini di impronta idrica

<i>Prodotti</i>	<i>Prod. [t]</i>	<i>Perdite [t]</i>	<i>[m³/t]</i>	<i>Perdite [10⁶ m³]</i>
Latte	25924	235	0.61	145
Bestiame	6596	700	2.72	1904
Banane	1810	157	0.89	140
Fagioli	771	67	3.36	225
Mais	7274	633	3.10	1965
Caffè	107	9	0.50	5
Pomodori	0	0	0.21	0
Canna da z.	110750	1156	3.91	4521

Analogamente a prima la perdita totale espressa in metri cubi è poco indicativa, mentre lo è molto di più il valore per capita, pari a 0.41 m³/cap/day (Tabella 3.10). Considerando l'impronta idrica nazionale di 3.78 m³/cap/day (Mekonnen, Hoekstra, 2004) si ha un contributo pari a circa il 10%. Questo impatto più elevato in termini di Water Footprint potrebbe indicare, come illustrato nel capitolo 3.3, una gestione non ottimale delle risorse idriche, di quelle superficiali in modo particolare.

Tabella 3.10 - Perdite dirette: confronto

<i>[kcal/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>Food Balance Sheet</i>	<i>%</i>
Totale	197	3262	6.04
Vegetale	151	2544	5.94
Animale	46	718	6.41
<i>[m³/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>WF Brasile</i>	<i>%</i>
Totale	0.41	3.78	10.85

3.5.2 Danno al settore ittico

Il settore ittico presenta criticità a livello nazionale dovute alla scarsità di informazioni, la cui raccolta è stata interrotta a causa di problemi finanziari e operativi dell'istituto IBGE di

geografia e statistica brasiliano, mettendo a repentaglio l'intero processo decisionale relativo alla gestione, alla conservazione e allo sviluppo del processo di gestione della pesca. Questa criticità ancora non è stata del tutto risolta, pertanto i dati reperibili presentano grande incertezza, che indubbiamente influisce sulle analisi da effettuare. Si identificano in particolare due grossi settori di produzione ittica (de Oliveira *et al.*, 2007):

- Pesca estrattiva, caratterizzata dal ritiro degli organismi acquatici dall'ambiente naturale, su scala artigianale o industriale. A sua volta si divide in marina e continentale a seconda del luogo in cui è effettuata.
- Allevamento, ovvero il processo di produzione di organismi acquatici quali pesci, crostacei, molluschi, cheloni e anfibi, in cattività. Anche questo settore si suddivide in marina e continentale.

La produzione stimata è data dal totale dei due settori, ma una significativa quota di produzione, data dai pescatori non professionisti che sfruttano gli ambienti acquatici esclusivamente per fabbisogno personale o per motivi ludico-sportivi, non è stata presa in considerazione. Dunque oltre alle incertezze illustrate in precedenza si ha anche una certa sottostima della produzione ittica reale, e inoltre i dati reperibili mostrano un basso livello di dettaglio, essendo a livello statale federale (Tabella 3.11). Dato che la produzione è riferita all'intero stato occorre formulare delle ipotesi per poter scomporre le cifre totali nella componenti date dall'asta fluviale e dalla zona costiera interessata. Attraverso il registro dei pescatori professionisti è possibile ricostruire per ciascuna municipalità il numero di pescatori o imprese di pesca presenti (de Oliveira *et al.*, 2016), tenendo ancora una volta conto del fatto che non vengono conteggiati i pescatori non professionisti. Si ipotizza dunque una produzione ittica media per ogni pescatore, tenendo presente le quantità di Tabella 3.11 come limite massimo, e considerando i ricavi medi disponibili (Bacheti, 2018), pari 0.8 tonnellate per pescatore continentale e 1.2 tonnellate per pescatore marittimo.

Tabella 3.11 - Produzione ittica (de Oliveira *et al.*, 2007)

	Tot [t]	Pesca mar.	Pesca cont.	Allev. mar.	Allev. cont.
Minas Gerais	16874	0	10331	0	6543
Espirito Santo	27077	21759	735	671	3912
Rio Doce (stimata)	14909	9101	5808	-	-

In questo quadro già incerto si aggiunge un ulteriore livello di approssimazione dovuto alle specie ittiche pescate: infatti il peso totale di pescato racchiude in sé diverse specie

animali, che sarebbero impossibili da valutare nelle loro singole componenti. Risulta pertanto più agevole utilizzare un valore medio di apporto calorico e di impronta idrica che sia quanto più possibile rappresentativo. Osservando il pescato per ogni specie (de Oliveira *et al.*, 2007) si può notare come i pesci fluviali più pescati siano la tilapia, e alcuni tipi di carpe e pesci gatto, mentre lungo le coste è florida la pesca di gamberetti (Marinha do Brasil, 2016), dunque operando una media pesata dei rispettivi contributi, sia calorici che di Water Footprint, si ottiene un valore medio che si ritiene essere sufficientemente rappresentativo del pescato locale.

Tabella 3.12 - Perdite settore ittico

<i>[kcal/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>Food Balance Sheet</i>	<i>%</i>
Totale	20	3262	0.60
<i>[m3/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>WF Brasile</i>	<i>%</i>
Totale	0.06	3.78	1.65

Come illustrato precedentemente queste perdite sono associate esclusivamente ai pescatori professionisti dell'intero corso del Rio Doce e dei suoi affluenti interessati dallo sversamento dei fanghi. Il contributo fornito, in confronto a quello delle perdite dirette risulta decisamente inferiore (Tabella 3.10 e Tabella 3.12), ma per tutte le incertezze elencate precedentemente esso è molto probabilmente sottostimato. Va inoltre sottolineato che l'impatto di queste perdite ricade principalmente sui pescatori stessi piuttosto che sull'intera popolazione locale, in quanto vengono a mancare le entrate economiche che ne garantiscono la sussistenza. Allora è evidente che il danno sulla sicurezza alimentare di questo settore è completamente differente rispetto al caso precedente, dove viene a mancare il pilastro della disponibilità: si ha infatti un probabile danno, oltre che alla disponibilità, anche al pilastro dell'accesso al cibo.

3.5.3 Danno indiretto da inquinamento

Questo terzo impatto, considerato per tutte le ragioni riportate nel capitolo 3.4, è senza dubbio quello più rilevante non solo per la magnitudo, ma soprattutto per la natura del danno stesso. Esso infatti non sottrae cibo alla disponibilità della popolazione e dunque può sembrare "invisibile" all'opinione collettiva, ma la bassa salubrità dei beni agricoli prodotti porta ad una criticità sul pilastro dell'utilizzo. La procedura per la valutazione del danno è analoga a quella del danno diretto, in cui però l'area interessata non è quella derivante

dall'evento idrologico, ma quella individuata grazie alle considerazioni del capitolo 3.4 (Figura 3.14).

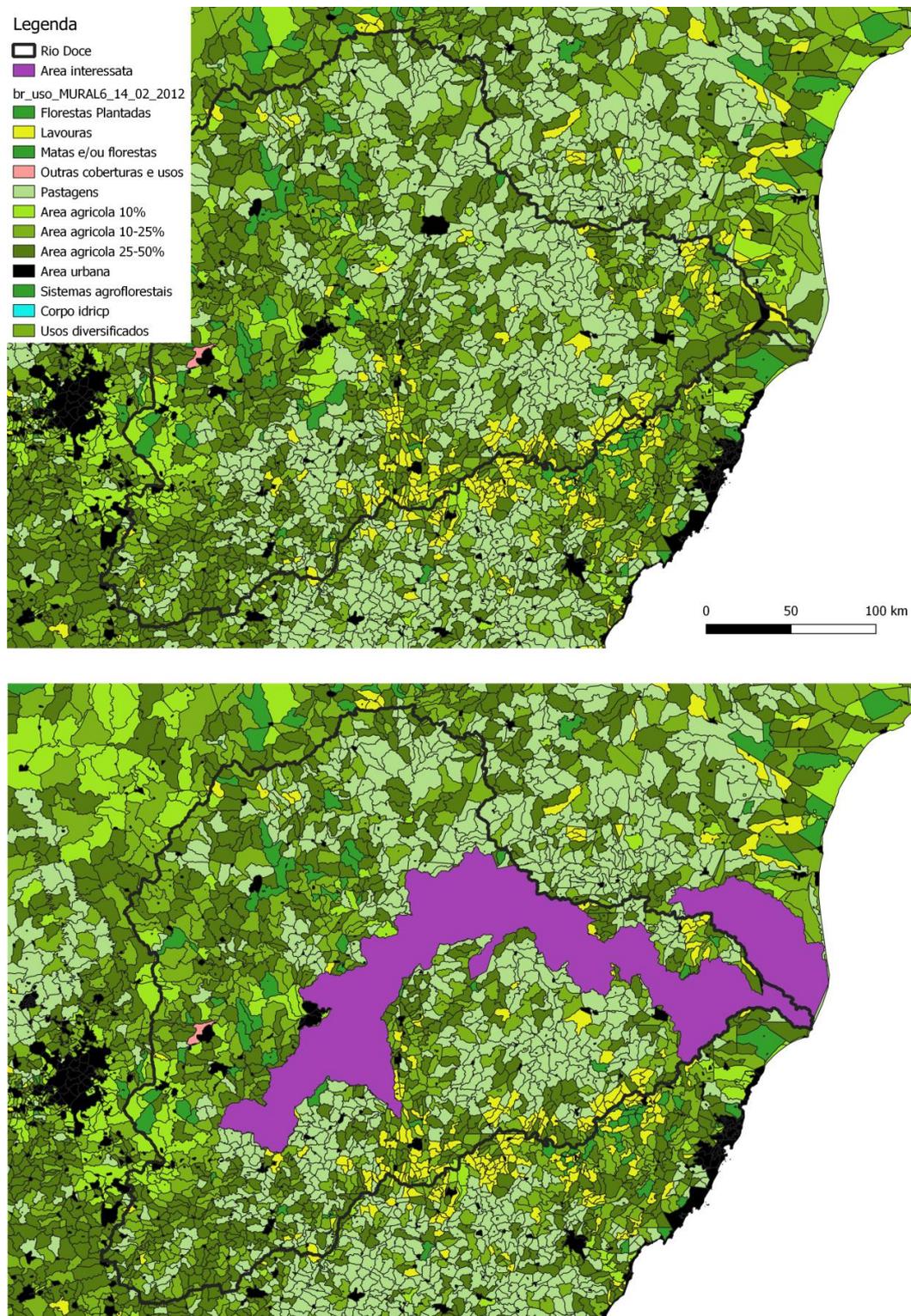


Figura 3.14 - Area interessata dal danno da inquinamento

Ora con lo stesso procedimento è possibile ricavare il danno in termini calori o di Water Footprint, con però un accorgimento: le produzioni agricole devono essere epurate dalle produzioni già considerate nel danno diretto. Per ogni municipalità è stata quindi stimata l'area agricola colpita e la conseguente produzione agricola, mostrate in Appendice C.

Tabella 3.13 - Perdite indiretta da inquinamento

<i>[kcal/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>Food Balance Sheet</i>	<i>%</i>
Totale	2015	3262	61.77
Vegetale	1504	2544	59.11
Animale	511	718	71.17
<i>[m3/cap/day]</i>	<i>Perdite</i>	<i>WF Brasile</i>	<i>%</i>
Totale	3.64	3.78	96.30

L'impatto è notevole, in quanto colpisce più del 60% della Food Balance Sheet e, se fosse coinvolta la disponibilità di cibo, molto probabilmente la popolazione locale soffrirebbe di malnutrizione. In realtà però il cibo non manca ed è la sua salubrità ad essere compromessa, con effetti che saranno evidenti solo dopo anni, in quanto gli effetti sulla salute dati dalla contaminazione dei metalli pesanti elencati nel capitolo 3.4 si manifestano dopo l'assimilazione prolungata nel tempo dei metalli stessi. Sarebbe opportuno dunque verificare il livello di contaminazione attraverso indagini epidemiologiche approfondite, che valutino se la distribuzione e la frequenza delle malattie ad esso legate abbiano un legame con l'evento di sversamento dei fanghi.

Si delinea quindi un quadro preoccupante, dato dalla presenza di grosse quantità di fanghi e detriti depositati sui terreni e sulle sponde fluviali del sottobacino dei Rio Carmo che vengono erosi e dilavati dalle piogge e trasportati nel corso principale del fiume sino alla foce. Schematizzando il sistema si ha a monte una sorta di serbatoio contenente i fanghi contaminati che ne rilascia a valle una quantità che dipende dalla pioggia, come mostrato dal modello idro-sedimentologico del capitolo 2.

3.6 Azioni correttive e di ripristino

Il contratto di regolazione, TAC, stipulato con le aziende controllanti della compagnia mineraria responsabile dello sversamento prevede innanzitutto delle azioni economiche di supporto e sostentamento della popolazione locale e in secondo luogo degli investimenti in azioni compensative e di ripristino. Tra queste, il recupero di almeno 40000 ettari di Aree di Conservazione Permanente nel bacino ed anche il ripristino di 2000 ettari di aree interessate direttamente dallo sversamento, attraverso il controllo dei processi erosivi, la riforestazione e il recupero della biodiversità. L’Istituto Brasileiro do Meio Ambiente, IBAMA, nel corso della Operazione Augias già illustrata nel capitolo 3.2, ha un ruolo di controllo e verifica del lavoro svolto, applicando ove necessario le dovute sanzioni pecuniarie.

Per ciò che concerne i fanghi depositati (Figura 3.15) ed i processi erosivi, si evince (IBAMA, 2016b) che a luglio del 2016 solo il 14% dei punti esaminati non presenta erosione, mentre i punti restanti presentano vari tipi di processi erosivi. Nonostante le sanzioni comminate e le raccomandazioni imposte, nel l’ottobre del 2016, dunque nella stagione delle piogge, i punti che presentano processi erosivi raggiungono il 92% (IBAMA, 2016c). La situazione migliora negli anni successivi, in cui si registra una diminuzione dei punti soggetti a erosione, passando dal 90.38% di marzo 2017 (Lacerda *et al.*, 2017), al 48% di novembre 2017 (de Carvalho Ramos *et al.*, 2017). Purtroppo nell’anno successivo non si è verificato alcun miglioramento, con la percentuale che si assesta al 51% (IBAMA, 2018). A prescindere dalle sanzioni che ne sono derivate si può osservare come le azioni per contenere o eliminare il deposito di fanghi siano state insufficienti, e il dilavamento delle piogge ha trasportato i sedimenti contaminati nel corso del fiume.

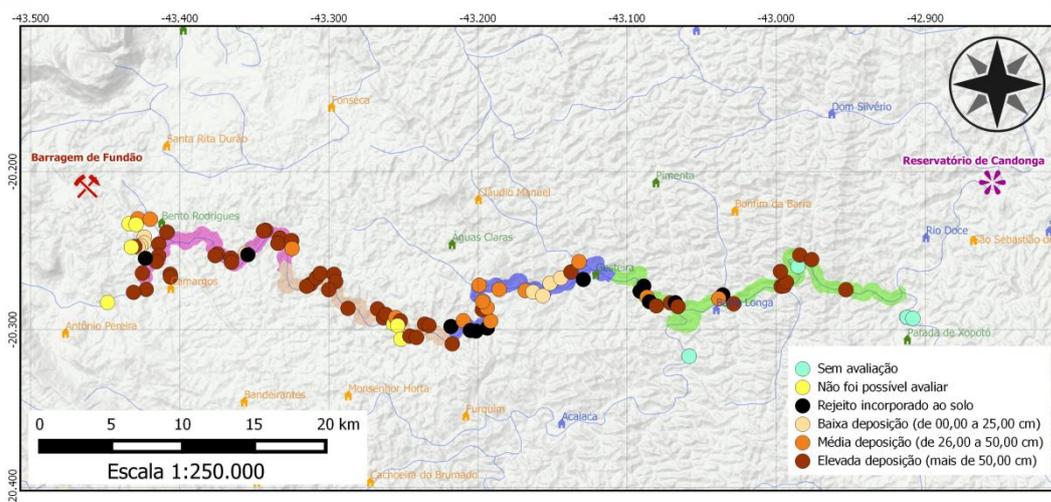


Figura 3.15 - Spessore dei sedimenti (IBAMA, 2016b)

Le azioni intraprese in campo socio-economico invece hanno portato al risarcimento dei danni morali e materiali a circa 14000 persone, oltre che alla fornitura di aiuti di emergenza e cibo di base a circa 8000 persone, che secondo quanto previsto dal TAC dovrà essere garantito sino al ristabilimento delle condizioni originarie per lo svolgimento delle attività economiche. Ma anche in questo caso ci sono diverse testimonianze (Bacheti, 2018) di come questo aiuto non sia sufficiente. A supporto di ciò a partire dai danni calcolati nel capitolo precedente è possibile stimare le persone interessate dall'evento, dividendo le perdite per il contributo per capita sia in termini calorici che in termini di Water Footprint (Tabella 3.14).

Tabella 3.14 - Stima delle persone interessate

<i>1190630 kcal/cap/year</i>	<i>Perdite [kcal/year]</i>	<i>Persone</i>
Perdite dirette	8903940354	7478
Perdite indirette	755853158914	634835
<i>2027 m³/cap/year</i>	<i>Perdite [m³/year]</i>	<i>Persone</i>
Perdite dirette	18496597	9125
Perdite indirette	13299690523	6561268

Si nota così che le 8000 persone individuate dal contratto di regolazione sono ben stimate dalle sole perdite dirette date dall'esonazione, mentre il numero delle persone coinvolte dalle perdite indirette è dello stesso ordine di grandezza per entrambe le metriche. Come già osservato in precedenza esse non hanno subito un danno diretto e dunque non sono state considerate dal contratto di regolazione, ma potrebbero essere una stima ragionevole delle persone coinvolte dalla contaminazione data dai metalli pesanti. Per verificare questa ipotesi non si hanno allo stato attuale strumenti adeguati e studi in materia, ma questo è senz'altro uno dei possibili sviluppi futuri di questo lavoro.

Si intende dunque procedere con lo studio dell'impatto che sembra non essere stato preso in considerazione per le azioni risarcitorie, ma che è senz'altro il più significativo in termini di persone coinvolte e di conseguenze. Come già studiato nel capitolo precedente il sistema idrologico è strettamente legato al deposito di sedimenti presenti nel bacino del Rio Carmo, che vengono erosi dagli eventi meteorici e portati in alveo. Il modello implementato fornisce un utile strumento di supporto per la valutazione delle azioni correttive intraprese per contenere l'erosione, quali ripiantumazione, muri di sostegno e rimozione dei sedimenti (IBAMA, 2016a). Come già mostrato in precedenza le azioni correttive influiscono sul sistema in modo variabile nel tempo e solo nell'ultimo anno si è registrato un miglioramento (IBAMA, 2018), anche se insufficiente ad impedire totalmente l'erosione in quanto circa la

metà dei punti ispezionati è ancora soggetto ad erosione. Le ultime azioni raccomandate riguardano proprio gli interventi correttivi laddove vi è assenza o carenza di azioni per il contenimento dei processi erosivi e conseguentemente nel trasporto dei fanghi nei corsi d'acqua.

CAPITOLO 4

CONCLUSIONE E SVILUPPI FUTURI

Lo studio dei fenomeni di distacco di particelle solide e erosione superficiale all'interno di bacini idrografici ricopre una vasta casistica di opere presenti in letteratura, tuttavia la sua applicazione per studi inerenti la sicurezza alimentare e le conseguenze sulla salute umana risulta molto limitata. Nel presente studio si è cercato di utilizzare gli strumenti forniti dalla analisi spaziale dei processi idrologici ed erosivi al fine di operare a valle una valutazione degli impatti e dei danni causati da un evento idrologico estremo alla sicurezza alimentare. Il modello idro-sedimentologico è stato scelto principalmente per la sua relativa semplicità di applicazione, con una bassa parametrizzazione anche su bacini molto estesi. D'altro canto le principali criticità della metodologia utilizzata riguardano soprattutto dalle imprecisioni nella descrizione accurata di tutti i fenomeni in gioco e dalle carenze dei dati forniti in ingresso. L'uso di un livello di dettaglio elevato, con celle di 10 metri, ha portato una buona risoluzione spaziale ma anche un consistente onere computazionale, dato soprattutto dalle grandi dimensioni del bacino studiato, e ciò è un altro elemento che ha contribuito nella scelta del metodo di modellazione utilizzato a scapito di altre formulazioni. Si ritiene tuttavia a fronte dei risultati ottenuti che il modello implementato fornisca risposte convincenti in merito agli obiettivi preposti.

In particolare la stima dell'erosione annua del sedimento (Figura 2.28) suggerisce che le azioni fatte fin qui per il contenimento dell'erosione siano insufficienti al fine di garantire un'adeguata sicurezza alimentare a valle, per la quale sussiste come detto un concreto rischio di contaminazione. Si ritiene che l'analisi presentata possa fornire un supporto molto utile per eventuali sviluppi futuri dello studio di trasporto dei sedimenti lungo il corso del Rio Doce sino alla foce nell'Oceano Atlantico al fine di caratterizzare in modo dettagliato le zone contaminate da metalli pesanti.

Per ciò che concerne la sicurezza alimentare si può osservare che le persone coinvolte direttamente dall'evento siano state ben individuate e anche le analisi prodotte mostrano lo stesso numero di circa 8000 persone (Tabella 3.10). Va però detto che le testimonianze raccolte a tre anni dall'avvenimento mostrano nuovamente l'inadeguatezza, in questo caso economica, delle azioni adottate, in quanto i sussidi mensili forniti sono inferiori al reddito medio pre-evento. In secondo luogo va notato che le conseguenze indirette non siano state considerate nelle misure risarcitorie e molto probabilmente porteranno conseguenze osservabili solo nel corso del tempo. Ecco perché altri interessanti sviluppi futuri sono legati all'osservazione ed al monitoraggio di questa area, sia dal punto di vista di qualità delle acque attraverso reti più efficienti e fitte, che di salute umana con studi epidemiologici pre e post evento. Dalle stime effettuate, pur con tutto il livello di incertezza mostrato, si evince che la Food security potrebbe essere compromessa per diverse generazioni.

Un altro aspetto interessante che emerge riguarda la corretta gestione delle miniere, in quanto non si tratta di un caso isolato in Brasile, ma si sono documentati diversi episodi di gestione inappropriata nel corso degli anni in tutto lo stato. In particolare in questa zona, come suggerisce anche il nome dello stato, Minas Gerais (Miniere Generali), si ha una grande densità di miniere (Figura 4.1) che potrebbero portare conseguenze analoghe se non peggiori a quelle accadute nel Rio Doce. Vista la grande numerosità di miniere presenti potrebbe essere molto interessante valutare quale sia il livello di sicurezza di ciascuna, al fine di prevenire altri eventi simili.

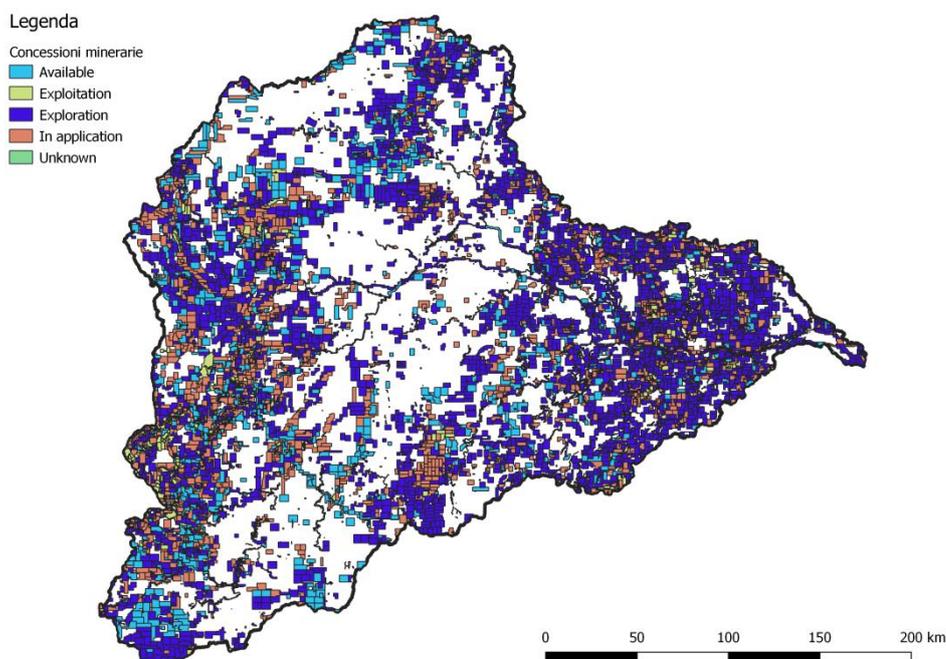


Figura 4.1 - Sfruttamento minerario

In ultima istanza si sottolinea come l'evento abbia avuto gravi conseguenze sociali, in un paese dove la povertà e soprattutto la disuguaglianza economica tra ricchi e poveri assumono dimensioni rilevanti, un evento del genere porta senz'altro un grave peggioramento di queste condizioni e sarebbe utile e di un certo interesse studiare e dare una misura di queste ed altre conseguenze sociali, confrontando la situazione pre e post evento.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- [1] Bacheti A., “*Pescadores do Rio Doce sofrem com prejuízos causado pela lama*”, Globo, 2018, consultato su Internet <https://g1.globo.com/es/espírito-santo/noticia/pescadores-que-dependem-do-rio-doce-reclamam-de-queda-no-rendimento-em-colatina-es.ghtml>. Data visita: luglio 2018
- [2] Brown L.C., Foster G.R., “*Storm erosivity using idealized intensity distributions*”, Transactions of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers 30(2): 379-386, 1987
- [3] Buzan B., “*People, States and Fear: An Agenda for International Security Studies in the Post Cold War Era*”, Financial Times Prentice Hall: New Jersey, 1991, materiale digitale tratto da Internet, <http://press.ecpr.eu/documents/sample-Chapters/9780955248818.pdf>. Data visita: novembre 2018
- [4] CPRM-Serviço Geológico Do Brasil, “*Monitoramento Especial Da Bacia Do Rio Doce - Relatório 01: Acompanhamento da onda de cheia*”, CPRM, ANA, BRA, 2015, materiale digitale tratto da Internet <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Eventos-Criticos/Monitoramento-Especial-do-Rio-Doce-4057.html>. Data visita: maggio 2018
- [5] da Silva M. A., Silva M. L. N., Curi N., dos Santos G. R., de Sá J. J. G., Marques M., de Menezes M. D., Leite F. P., “*Avaliação E Espacialização Da Erosividade Da Chuva No Vale Do Rio Doce, Região Centroleste Do Estado De Minas Gerais*”, Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 34, núm. 4, julio-agosto, pp. 1029-1040, 2010.
- [6] Dadalto M. C., Piccolli B. P., Monteiro A., dos Santos D., Aranha L. N., Ospina V., “*Ribeirinhos do Baixo Rio Doce - Relatório de pesquisa de campo sobre os ribeirinhos do Baixo rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão*”, Lemm, Leidetec, Giaia, BRA, 2016, materiale digitale tratto da Internet, <http://giaia.eco.br/materialdesuporte>. Data visita: novembre 2017.
- [7] de Carvalho A. G., de Souza J. G. L., José M. B., de Oliveira V. M., “*Relatório Geral De Vistoria Operação Águas - Fase Argos - Etapa IV*”, IBAMA, COREC, CTFLO, BRA, 2017, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: novembre 2017.

- [8] de Carvalho Ramos J., Lacerda R. C. A., Del Bianco Gulli V., Junior Y. C., Santos Pinho D., “*Relatório Geral De Vistoria Operação Águas - Fase Olhos D’Água - Etapa I*”, IBAMA, BRA, 2017, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: marzo 2018.
- [9] de Oliveira C., Crepaldi D. V., Sobrinho F. A. P., Inojosa F. C. P., de Lima Paiva F. A., Mascarenhas G. M., Lemos Jucá H. C., de Moraes J. C. M., Lopes Machado M., Kososki R. M., Calixto R. J. “*Laudo Técnico Preliminar - Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais*”, Ibama, BRA, 2015, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: febbraio 2016.
- [10] CBH-Doce “*Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio doce e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio doce – Volume 1*”, Consórcio Ecoplan - Lume, BRA, 2010, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>. Data visita: ottobre 2017.
- [11] de Oliveira G. M., dos Santos G. C. B., da Silva Filho J. B., Aragão J. A. N., Neto J. D., Bezerra S. N., “*Estatística da Pesca Brasil - grandes regiões e unidades da federação*”, IBAMA, BRA, 2007, materiale digitale tratto da Internet <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/estatisticadepescadigital.pdf> Data visita: novembre 2017
- [12] FAO, “*Draft declaration of the world summit on Food Security*”, Roma, 2009, materiale digitale tratto da Internet, http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/Summit/Docs/Final_Declaration. Data visita: giugno 2018.
- [13] FAO, “*Food balance sheets - a handbook*”, 2001b, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.fao.org/docrep/pdf/011/x9892e/x9892e00.pdf>. Data visita: novembre 2017.
- [14] FAO, “*Food energy - methods of analysis and conversion factors*”, 2003, materiale digitale tratto da Internet <http://www.fao.org/docrep/006/Y5022E/Y5022e00.htm#Contents>. Data visita: ottobre 2017
- [15] FAO, “*Human energy requirements*”, 2001a, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.fao.org/3/a-y5686e.pdf>. Data visita: novembre 2018.
- [16] Galdino S., Sano E. E., Andrade R. G., Grego C. R., Nogueira S. F., Bragantini C., Flosi A. H. G., “*Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated brazilian pastures*”, land degradation & development, 2015, materiale digitale tratto da Internet <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1028371/1/4600.pdf>. Data visita: agosto 2018
- [17] Gomes L., Simões S. J. C., Forti M. C., Dalla-Nora E. L., “*Using Geotechnology to Estimate Annual Soil Loss Rate in the Brazilian Cerrado*”, Journal of Geographic Information System 09(04):420-439, 2017.
- [18] Gray J. S., “*Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist*”, Marine Pollution Bulletin 45, 46–52, 2002, materiale digitale tratto da Internet, <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.566.960&rep=rep1&type=pdf>. Data visita: novembre 2018

-
- [19] Hoekstra A. Y., Chapagain A. K., Aldaya M. M., Mekonnen M. M., “*The Water Footprint assessment manual - Setting the global standard*”, Earthscan, 2011, materiale digitale tratto da Internet, https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManuTh_2.pdf. Data visita: novembre 2018
- [20] Hrabalíková M., Janeček M., “Comparison of Different Approaches to LS Factor Calculations Based on a Measured Soil Loss under Simulated Rainfall”, *Soil & Water Res.*, 12, (2): 69–77, 2017.
- [21] IBAMA, “*Relatório de vistoria*”, BRA, 2016a, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: ottobre 2017.
- [22] IBAMA, “*Relatório Fase Argos - Operação Áugias*”, BRA, 2016c, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: ottobre 2017.
- [23] IBAMA, “*Relatório Fase Hélios - Operação Áugias*”, BRA, 2016b, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: ottobre 2017.
- [24] IBAMA, “*Relatório geral de vistoria - Operação Áugias fase Argos etapa V*”, BRA, 2018, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: maggio 2018
- [25] IBGE “*Mapa de Pobreza e Desigualdade*”, 2003, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, materiale digitale tratto da Internet, <https://cidades.ibge.gov.br>. Data visita: febbraio 2018.
- [26] Jahun B.G., Ibrahim R., Dlamini N.S., Musa S. M., “*Review of Soil Erosion Assessment using RUSLE Model and GIS*”, *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.5, No.9, 2015
- [27] Lacerda R. C. A., de Oliveira G. B., Del Bianco Gulli V., Junior Y. C., “*Relatório Geral De Vistoria Operação Áugias - Fase Argos - Etapa III*”, IBAMA, BRA, 2017, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: ottobre 2017.
- [28] Lombardi Neto F., Moldenhauer W. C., “Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em campinas (SP)”, Brasil. West Lafayette, Purdue University, 1977, materiale digitale tratto da Internet <http://www.scielo.br/pdf/brag/v51n2/09.pdf>. Data visita: ottobre 2018
- [29] Marinha do Brasil, “*Levantamento ambiental expedito em Regência/ES*”, Diretoria de Hidrografia e Navegação, BRA, 2016, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: novembre 2017
- [30] Masumoto C., Bastos G. C., Pinto Fernandes A. P., de Castro M. D. C. M., Trom-powsky P. M., Ramos H. A. C., Maia C. A., Crachineski J. J., “*Parecer técnico sobre os resultados obtidos das coletas de amostras de água, na região da foz do Rio Doce, no período de 22/11/15 a 01/01/16.*”, MMA, IBAMA, BRA, 2016, materiale digitale tratto da Internet, <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao>. Data visita: ottobre 2017.

- [31] Mekonnen M. M., Hoekstra A. Y., “*National water footprint accounts: The green, blue and grey water footprint of production and consumption*”, UNESCO-IHE, Value of Water - Research Report Series No. 50, 2011, materiale digitale tratto da Internet <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report50-NationalWaterFootprints-Vol1.pdf>. Data visita: novembre 2015
- [32] Mekonnen M. M., Hoekstra A. Y., “*Water footprints of nations. Volume 2: Appendices*”, UNESCO-IHE, Value of Water - Research Report Series No. 16, 2004, materiale digitale tratto da Internet <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report16Vol2.pdf>. Data visita: novembre 2015
- [33] Mishra S. K., Singh V. P., “*SCS-CN Method. Part I: Derivation of SCS-CN based models*”, Acta Geophysica Polonica, Vol. 50, No. 3, 2002, materiale digitale tratto da Internet, <https://oaktrust.library.tamu.edu/bitstream/handle/1969.1/164640>. Data visita: agosto 2018.
- [34] Montanari A., Moretti G., “*AFFDEF: A spatially distributed rainfall-runoff model for continuous time simulation of river discharge and change analysis*”, Environmental Modelling & Software 22 823-836, 2006
- [35] Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Binger R.L., Harmel R.D. e Veith T., “*Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations*”, Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers, Vol. 50(3): 885-900, 2007, materiale digitale tratto da Internet <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.532.2506&rep=rep1&type=pdf>. Data visita settembre 2018
- [36] Nash J.E. “*The Form of the Instantaneous Unit Hydrograph*”, Publications-International Association of Hydrological Sciences, 45, 114-121, 1957
- [37] Nebuloni D., “*Modellazione idro-sedimentologica semidistribuita per bacini idrografici alla mesoscala*”, Politecnico di Milano, tesi di laurea, 2014.
- [38] Nikolova E., “*Soil erosion modeling using RUSLE and GIS in the Republic of Macedonia*”, Politecnico di Milano, tesi di laurea, 2016.
- [39] Pacetti T., Caporali E., Rulli M. C., “*Floods and food security: a method to estimate the effect of inundation on crops availability*”, 2017. Advances in Water Resources.
- [40] Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A., McCool D. K., Yoder D. C., “*Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*”, Agriculture Handbook Number 703, USDA, 1997, materiale digitale tratto da Internet https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/64080530/rusle/ah_703.pdf. Data visita: ottobre 2018
- [41] Rodriguez-Iturbe I., Valdes J. B., “*The geomorphologic structure of hydro-logic response*”, Water Resources Research, Vol.15, No.6, 1979, materiale digitale tratto da Internet <http://www.uvm.edu/pdodds/files/papers/others/1979/rodriguez-iturbe1979a.pdf>. Data visita: settembre 2018

-
- [42] Rosso R., “*Nash model relation to Horton order ratios*”, *Water Resour. Res.*, 20(7): 914-920, 1984, materiale digitale tratto da Internet https://www.researchgate.net/publication/243766684_Nash_Model_Relation_to_Horton_Order_Ratios. Data visita: settembre 2018
- [43] Soil Conservation Service, “*National Engineering Handbook*”, Section 4, Hydrology, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C, 1972
- [44] Strahler A. N., “*Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks*”, section 4, McGraw-Hill, 1964
- [45] Sun H., Cornish P. S., Daniell T. M., “*Contour-based digital elevation modeling of watershed erosion and sedimentation: Erosion and sedimentation estimation tool (EROSET)*”, *Water Resour. Res.*, 38(11), 1233, doi:10.1029/2001WR000960, 2002.
- [46] Todini E., “*The ARNO rainfall-runoff model.*” *Journal of Hydrology* 175 (1996) 339-382, 1995, materiale digitale tratto da Internet <https://www.science-direct.com/science/article/pii/S0022169496800163>. Data visita: agosto 2018
- [47] Wischmeier W. H., Smith D. D., “*Predicting rainfall erosion losses*”, *Agriculture Handbook Number 537*, USDA, 1978, materiale digitale tratto da Internet <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>. Data visita: ottobre 2018
- [48] Yang C. T., “*Unit stream power and sediment transport*”, *J. Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 98(HY10), 1805– 1826, 1972.

APPENDICE A

CODICE E VALIDAZIONE DEL MODELLO

IDROLOGICO

In questa appendice è mostrato il codice MatLab utilizzato per il modello idrologico e i risultati della validazione del modello nell'anno 2017. Il codice è composto da due differenti funzioni: `cellrunoff` e `runoff`. La prima viene richiamata all'interno della seconda e calcola il deflusso superficiale e sub-superficiale per ciascuna combinazione di Curve Number e di serie di precipitazione, mentre la seconda crea il deflusso alla sezione di chiusura a partire dai contributi di ogni singola cella.

```
function[q_sup,q_sub]=cellrunoff(CN, P, AMC, C, H, Hs, k, g, ks)

    step = 24*60;    % in [min]
    p_cum = cumsum(P);    % net rain
    p_net_cum = zeros (size(p_cum));
    p_soil = zeros (size(P));
    DT = step*60;
    F = zeros (size(P));
    runoff_sub = zeros (size(P));
    K1 = zeros (size(P));
    K2 = zeros (size(P));
    K3 = zeros (size(P));
    K4 = zeros (size(P));
    DF = zeros (size(P));
```

```
event_start = find ( p_cum(:)>0);
if ( AMC == 1 )
    S = 254*(100/(CN/(2.38-0.0138*CN))-1);
elseif( AMC == 2 )
    S = 254*(100/CN-1);
    F(event_start(1)) = 7;
elseif( AMC == 3 )
    S = 254*(100/(CN/(0.43+0.0057*CN))-1);
    F(event_start(1)) = 14;
end

Ia = C*S;
runoff_indices = find (p_cum(:)>Ia);

p_net_cum(runoff_indices)=(p_cum(runoff_indices)-
Ia).^2./(p_cum(runoff_indices) - Ia + S);

p_net = diff ( [0;p_net_cum] );

% SUB-SUPERFICIAL RUNOFF
p_soil(runoff_indices) = P(runoff_indices);
[nregs] = length(P);
for j=1:nregs
    K1(j) = DT .* ( -F(j).*(1/Hs + p_soil(j) ./ (DT .* H .* S))
+ p_soil(j) ./ DT);
    K2(j) = DT .* ( -(F(j) + K1(j) / 2) .* (1/Hs + p_soil(j) ./
(DT .* H .* S)) + p_soil(j) ./ DT);
    K3(j) = DT .* ( -(F(j) + K2(j) / 2) .* (1/Hs + p_soil(j) ./
(DT .* H .* S)) + p_soil(j) ./ DT);
    K4(j) = DT .* ( -(F(j) + K3(j)) .* (1/Hs + p_soil(j) ./ (DT
.* H .* S)) + p_soil(j) ./ DT);

    DF(j) = (K1(j) + 2*K2(j) + 2*K3(j) + K4(j)) / 6;
    if j>1
        runoff_sub(j) = 1/Hs .* (F(j)+F(j-1)) * step*60 / 2;
    end
    F(j + 1) = F(j) + DF(j);
```

```

    if (F(j + 1) < 0)
        F(j + 1) = 0;
    end

    if (F(j + 1) > H*S)
        F(j + 1) = H*S;
    end
end

if (AMC == 2)
    runoff_sub = runoff_sub .* (1.1);
elseif (AMC == 3)
    runoff_sub = runoff_sub .* (1.75);
end

%%%%%% NASH IUH
t = 1:nregs;    %1.5*
IUH = (1/(k*gamma(g))) .* (t/k).^(g-1) .* exp(-t/k);
IUHsub = (1/(ks*gamma(g))) .* (t/ks).^(g-1) .* exp(-t/ks);

%%%%%% CONVOLUTION
q_sup = zeros(nregs,1);    %1.5*
q_sub = zeros(nregs,1);    %1.5*
q_sup = conv(p_net, IUH)';
q_sub = conv(runoff_sub, IUHsub)';

end

```

```
function [dailyQ,ThetaCell,fig] =runoff(flowacc,dailyrain,meteostat,  
    CN,sortedCN,AMC,C,H,Hs,k,g,ks,cellsize,fig)  
  
    disp('RUNOFF')  
    [rows,cols] = size(CN);  
    [days,stats] = size(dailyrain);  
  
    disp('Calculating runoff for each CN and raingauge...')  
    Qsup = cell(length(sortedCN),stats);  
    Qsub = cell(length(sortedCN),stats);  
    for x = 1:length(sortedCN)  
        for y = 1:stats  
            [sup,sub] = cellrunoff(sortedCN(x),dailyrain(:,y),AMC,C,  
    H,Hs,k,g,ks);  
  
            Qsup{x,y} = sup;  
            Qsub{x,y} = sub;  
        end  
    end  
  
    disp('Calculating runoff [mm] in outlet cell...')  
  
    ThetaCell = zeros(rows,cols);  
    b=[1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 11];  
    visited = zeros(rows,cols);  
    Q = 0;  
  
    while sum(sum(visited)) < rows*cols  
  
        for i = 1:rows  
            for j = 1:cols  
  
                if (visited(i,j) == 0)  
  
                    if (CN(i,j) == -9999)  
                        visited(i,j) = 1;  
                    else  
                        if (meteostat(i,j) == -999)  
                            visited(i,j) = 1;  
                        end  
                    end  
                end  
            end  
        end  
    end
```

```

else
    visited(i,j) = 1;
    a = sortedCN == CN(i,j);
    d = a*b;
    f = meteostat(i,j);
    if (d == 0)
        e = 1;
    else
        e = d;
    end
    if (f == 1)
        g = 1;
    else
        if (f == 2)
            g = 2;
        else
            if (f == 3)
                g = 3;
            else
                if (f == 4)
                    g = 4;
                else
                    if (f == 5)
                        g = 5;
                    else
                        g = 1;
                    end
                end
            end
        end
    end
    end
    sup = Qsup{[e,g]};    % [mm,mm]
    sub = Qsub{[e,g]};    % [mm,mm]meteostat(i,j)
    q = (sup + sub)/1000 * cellsize / (60*60); % [m3/s]
    ThetaCell(i,j) = mean(sub);
    Q = Q + q;           % [m3/s]
end
end

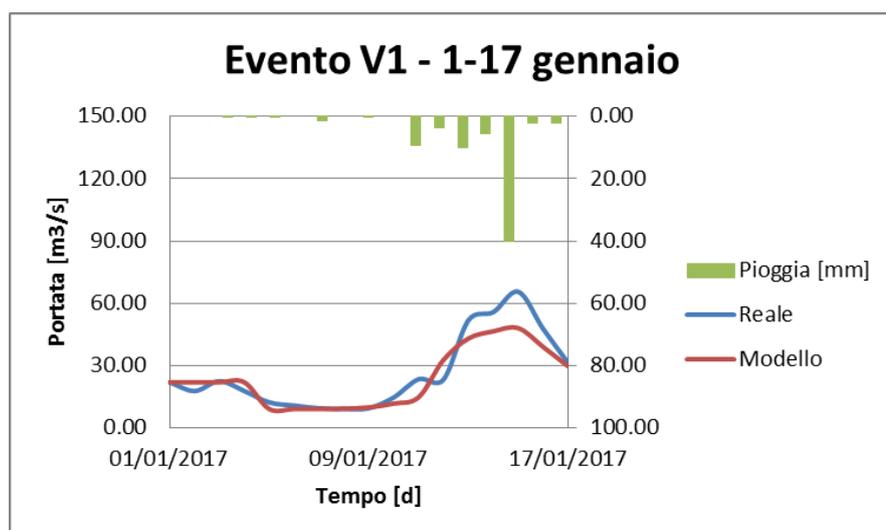
```

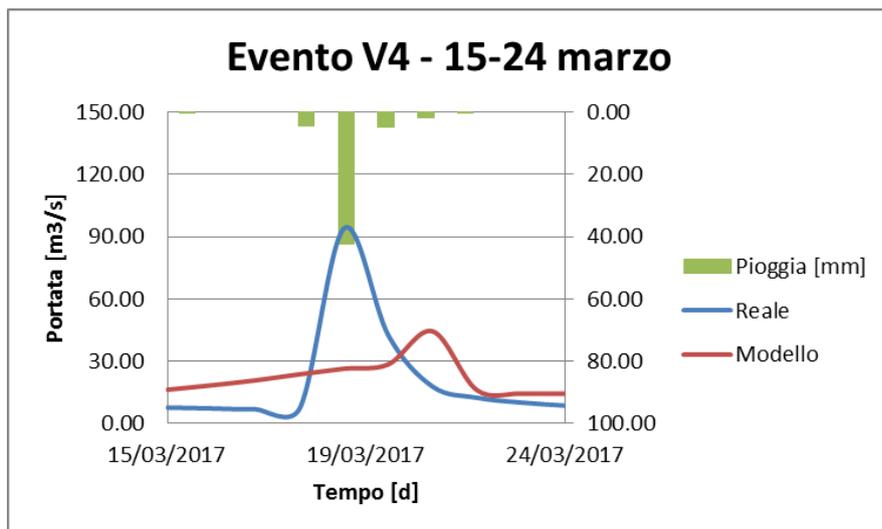
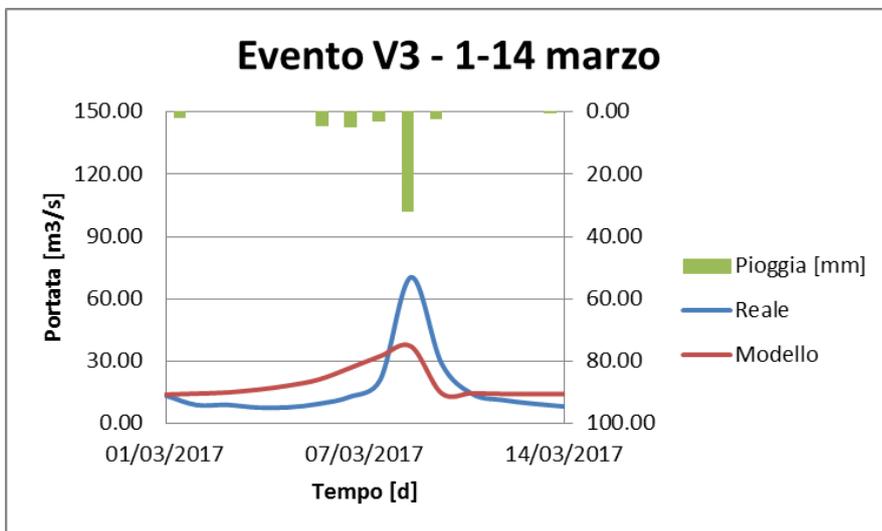
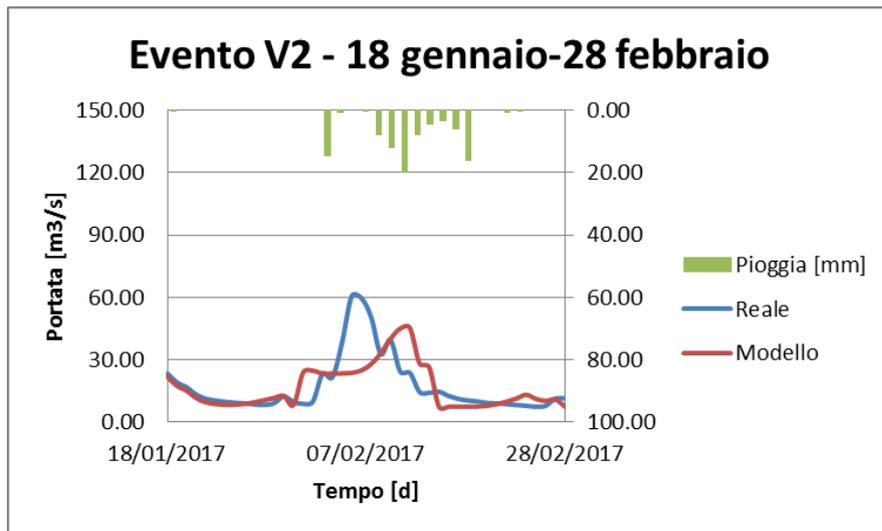
```
end
end
end
end

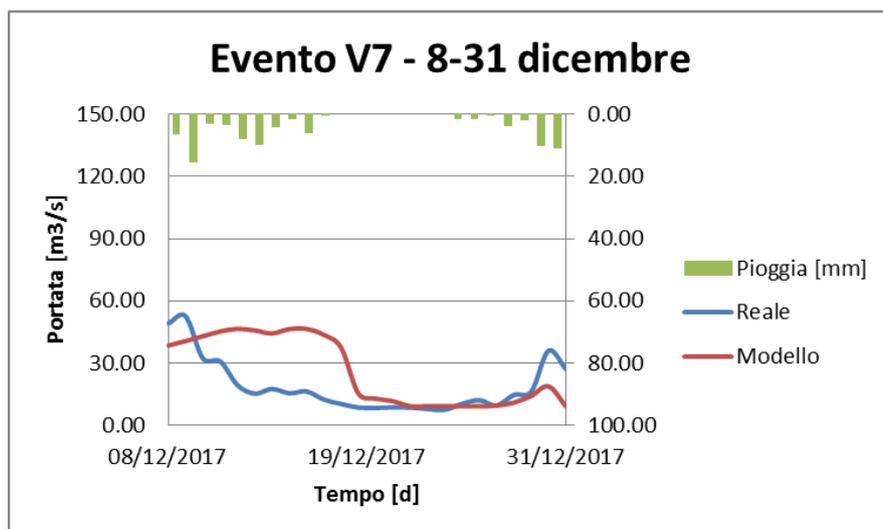
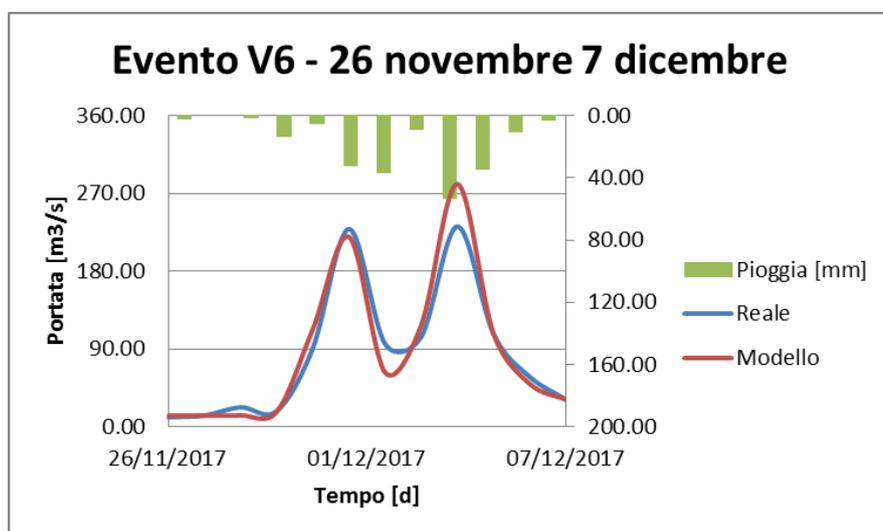
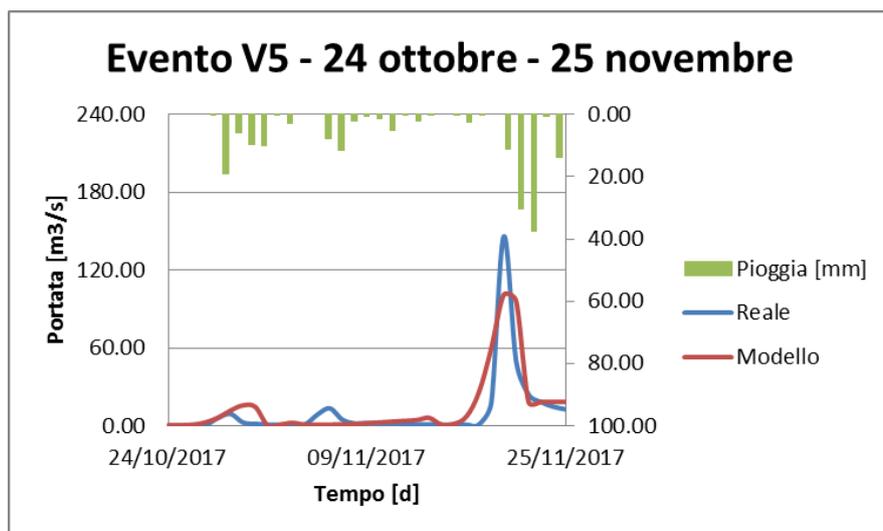
max_flowacc = -999;
for i = 1:rows
    for j = 1:cols
        if flowacc(i,j) > -999
            if flowacc(i,j) > max_flowacc
                max_flowacc = flowacc(i,j);
                i_min = i;
                j_min = j;
            end
        end
    end
end

disp('determining daily Q in outlet cell...')
dailyQ = MeanDaily(Q,days);
disp('function completed')

end
```







Indici di efficienza: $NSE = 0.82$, $RSR = 0.42$, $PBIAS = 2\%$.

APPENDICE B

CODICE DEL MODELLO DI EROSIONE

In questa sezione sono mostrati i codici utilizzati per il modello di erosione del bacino. Anch'essi sono composti da due diverse funzioni: `transportcapacity`, che calcola la capacità di trasporto del deflusso superficiale in ingresso, e `TrasportoS`, che calcola per ogni cella del bacino in rispettivo contributo alla portata solida.

```
function [transportableQ] = transportcapacity(dailyQ,dailyH,  
                                             dailyR,slope,B,n,Re,w,d50)  
  
    transpcap = zeros(size(dailyQ));  
    U = zeros(size(dailyQ));  
    ro = zeros(size(dailyQ));  
    beta = zeros(size(dailyQ));  
    P = zeros(size(dailyQ));  
    [rows,cols] = size(slope);  
    dailyQ = dailyQ / (rows*cols);  
    for t=1:length(dailyQ)  
        P(t) = ((dailyQ(t)/dailyR(t))^0.25) * (dailyH(t)*B)  
              * ((slope^1.375)/(n^0.75));  
    end  
    if (Re <= 70)  
        Vcr = w * (0.66 + 2.5 / (log10(Re) - 0.06));    % [m/s]  
    elseif (Re > 70)  
        Vcr = w * 2.05;    % [m/s]  
    end  
end
```

```
Pcr = Vcr * slope;
count = 0;
for t = 1:length(dailyQ)
    if (dailyQ(t) > 0)
        U(t) = sqrt(9.81*dailyH(t)*slope);
        if U(t) > 0
            ro(t) = 5.435 - 0.286*log10(w*d50) -
                0.457*log10(U(t)/w);    % yang coeff.
            beta(t) = 1.799 - 0.409*log10(w*d50) -
                0.314*log10(U(t)/w);    % yang coeff.
            if P(t) - Pcr > 0
                count = count+1;
                transpcap(t) = 10^(ro(t)) + beta(t) *
                    log10((P(t) - Pcr)/w);
            else
                transpcap(t) = 0;
            end
        end
    end
end

transportableQ = zeros(size(dailyQ));
for t = 1:length(dailyQ)
    if dailyQ(t) > 0
        transportableQ(t) = dailyQ(t)*transpcap(t)/10000000;
    else
        transportableQ(t) = 0;
    end
end

transportableQ = transportableQ*(rows*cols);

end
```

```

function [Qsed,Csed] = TrasportoS2(dailyQ,dailyH,dailyR,
                                slope,Abasin,A,B,n,Re,w,d50,ro_sed,fig)

disp('TRASPORTO SEDIMENTI')
% A è l'output del modello RUSLE [t_sed/ha*anno]
% slope è il raster con la pendenza del bacino (GIS)
L = 1.4*Abasin^0.6;
T = 30;
V = 0.005;
av_sed = (A*0.01/12)*(1-exp(-T/(L/V))); % [t_sed/day]
[rows,cols] = size(av_sed);
[transportableQ] = transportcapacity(dailyQ,dailyH,
                                    dailyR,slope,B,n,Re,w,d50); % [m3/s]

% EFFECTIVE SEDIMENT DISCHARGE
disp('TRASPORTO EFFETTIVO')
transportableQ = (transportableQ/(rows*cols)) * ro_sed/1000;
% [t_sed/s]

availableQ = av_sed/24/60/60; % [t_sed/s]
Qsed = zeros(length(dailyQ));
Qs = zeros(size(av_sed));
visited = zeros(size(av_sed));

for t = 1:length(dailyQ)
T = ceil(t/30);
while sum(sum(visited)) < rows*cols
for i = 1:rows
for j = 1:cols
if (visited(i,j) == 0)
if (av_sed == -999.0000)
visited(i,j) = 1;
else
if T*availableQ(i,j) > transportableQ(t)
Qs(i,j) = transportableQ(t)/(ro_sed);
% [m3_sed/s]
visited(i,j) = 1;
else
Qs(i,j) = availableQ(i,j)/(ro_sed);
% [m3_sed/s]

```

```
                visited(i,j) = 1;
            end
        end
    end
end
end
visited = zeros(size(av_sed));
Qsed(t) = sum(sum(Qs));
disp('Ciclo completato')
end

fig = fig + 1;
figure(fig)
plot(availableQ/ro_sed /24/60/60,'g')      % [m3_sed/s]
title('availableQ [m3_sed/s]')

fig = fig + 1;
figure(fig)
plot(transportableQ,'c')
hold on
plot(Qsed,'r')
    title('CYAN: transportable Q (=Q*transpcap/1000000) [m3/s];
    RED: transported sediment Qsed [m3/s]')
plot(dailyQ,'b')
    title('CYAN: transportable Q(=Q*transpcap/1000000) [m3/s]; RED:
    transported sediment [m3/s]; BLUE: simulated Q [m3/s]')

Csed = zeros(size(Qsed));
for t = 1:length(dailyQ)
    if dailyQ(t) > 0
        Csed(t) = Qsed(t)*ro_sed*1000*1000 / (dailyQ(t)*1000);
                                                % [mgsed/l]
    else
        Csed(t) = 0;
    end
end
end
```

```
meanC = (mean(Qsed)*ro_sed*1000*1000)/(mean(dailyQ)*1000);

fig = fig + 1;
figure(fig)
plot(Csed,'m')
hold on
plot(meanC*ones(size(Csed)),'r')
plot(mean(Csed)*ones(size(Csed)),'b')
title('Sediment concentration in outlet discharge Csed [mg/l]')
```

APPENDICE C

DANNI INDIRETTI DA INQUINAMENTO

In questa appendice sono presentati i dati ed i calcoli effettuati per la valutazione del danno indiretto dato dall'inquinamento, presentato nel capitolo 2.5.3. I dati fanno parte degli archivi dell'Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) brasiliano e si tratta delle produzioni nette, ovvero epurate dalle esportazioni.

<i>Municipalità</i>	<i>Banane [t]</i>	<i>Fagioli [t]</i>	<i>Mais [t]</i>	<i>Caffè [t]</i>	<i>Pomodori [t]</i>	<i>Canna da z. [t]</i>
Mariana	408.00	569.00	3915.00	28.73	0.00	1200.00
Barra Longa	20.00	109.00	1500.00	6.63	0.00	576.00
Acaiaca	304.00	85.00	675.00	0.74	0.00	340.00
Ponte Nova	1056.00	5.00	1170.00	66.30	0.00	6600.00
Rio Doce	21.60	3.00	14.00	4.60	0.00	144.00
Santa Cruz do Escalvado	0.00	48.00	1120.00	12.16	0.00	6600.00
Sem-Peixe	60.00	128.00	540.00	1.47	0.00	2240.00
Rio Casca	179.00	631.00	4450.00	8.47	0.00	4340.80
São Pedro dos Ferros	98.00	211.00	990.00	3.87	0.00	21947.20
São José do Goialbal	60.00	35.00	390.00	2.39	0.00	384.00
Raul Soares	550.00	449.00	2000.00	765.63	0.00	3466.80
Dionísio	108.00	39.00	1350.00	14.00	0.00	192.00
Córrego Novo	20.00	30.00	2400.00	27.99	0.00	260.00
Bom Jesus do Galho	142.00	390.00	1500.00	287.32	0.00	384.00
Caratinga	1239.00	720.00	3750.00	1502.89	1800.00	1014.00

Appendice C
danni indiretti da inquinamento

Marliéria	42.00	30.00	300.00	0.00	0.00	27.04
Pingo-d'Água	0.00	20.00	950.00	0.00	0.00	0.00
Timóteo	0.00	14.00	12.00	0.00	0.00	0.00
Ipatinga	338.00	19.00	50.00	0.00	0.00	0.00
Santana do Paraíso	562.00	66.00	60.00	0.00	120.00	48.00
Ipaba	150.00	477.00	1250.00	0.00	0.00	0.00
Iapu	464.00	71.00	150.00	23.57	3850.00	14.40
Bugre	332.00	170.00	240.00	0.00	5600.00	12.00
Belo Oriente	210.00	235.00	270.00	0.00	0.00	960.00
Naque	56.00	55.00	270.00	0.00	0.00	56.00
Sobralia	110.00	19.00	61.00	0.00	0.00	168.00
Periquito	64.00	30.00	90.00	0.00	0.00	168.00
Fernandes Tourinho	132.00	29.00	442.00	0.00	0.00	16.80
Alpercata	70.00	14.00	130.00	0.00	0.00	0.00
Governador Valadares	1570.00	62.00	3200.00	0.00	0.00	40.00
Galiléia	114.00	73.00	450.00	0.00	0.00	33.60
Tumiritinga	170.00	12.00	609.00	0.00	0.00	192.00
Conselheiro Pena	378.00	180.00	4585.00	1237.67	0.00	162.00
Resplendor	332.00	152.00	5760.00	111.24	0.00	123.20
Itueta	399.00	300.00	5250.00	431.90	420.00	99.36
Aimorés	907.00	500.00	6950.00	516.62	3420.00	211.20
Baixo Guandu	380.00	0.00	1200.00	1054.23	600.00	96.00
Colatina	1980.00	0.00	1600.00	2188.03	0.00	240.00
Marilândia	591.00	0.00	132.00	712.77	0.00	48.00
Linhares	5354.00	0.00	4200.00	5040.94	0.00	78000.00
TOTALE	18,971	5,980	63,975	14,050	15,810	130,404
kcal/g	0.89	3.36	3.10	0.50	0.21	3.91
kcal	1.7E+10	2.0E+10	2.0E+11	7.0E+09	3.4E+09	5.1E+11
m3/t	860	3,263	3,197	13,100	1,334	1,820
m3	1.6E+07	2.0E+07	2.0E+08	1.8E+08	2.1E+07	2.4E+08